

Relatório Final do projecto FORSEE
Uma rede europeia de zonas piloto
para a avaliação de critérios e indicadores de
gestão florestal sustentável
- Portugal Centro -



Projecto cofinanciado pela
União Europeia
FEDER - INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Lisboa, Abril de 2007



GIMREF

Grupo de Inventariação e Modelação de Recursos Florestais

Publicações GIMREF – RFP 1 /2007

Coordenador Regional

Margarida Tomé

Autoria

Sónia Pacheco Faias

Paulo Moraes

Susana Dias

Sara Morão

Raul Salas

Margarida Tomé

Fernando Páscoa

Pedro Ôchoa

Citação recomendada

Faias S., Moraes P., Dias S., Morão S., Tomé M., Páscoa F., Ôchoa P., 2007. FORSEE – Uma rede europeia de zonas piloto para a avaliação de critérios e indicadores de gestão florestal sustentável. Relatório final do projecto nº20 programa INTERREG IIIB – Espaço Atlântico. Publicações GIMREF RFP1/2007. Universidade Técnica da Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Centro de Estudos Florestais, Lisboa, Portugal.

INDICE

I	PARTE – Síntese	6
I.1	O projecto.....	9
I.2	Objectivos.....	9
I.3	Organização ao nível regional.....	9
I.4	Os indicadores seleccionados.....	11
I.4.1	Contexto.....	11
I.4.2	Valores dos indicadores estimados	12
I.5	Resultados por indicador.....	14
I.5.1	Critério 1.....	14
I.5.1.1	Considerações gerais.....	14
I.5.1.2	Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE	14
I.5.2	Critério 2.....	25
I.5.2.1	Considerações gerais.....	25
I.5.2.2	Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE	25
I.5.3	Critério 3.....	29
I.5.3.1	Considerações gerais.....	29
I.5.3.2	Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE	29
I.5.4	Critério 4.....	35
I.5.4.1	Considerações gerais.....	35
I.5.4.2	Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE	35
I.5.5	Critério 5.....	60
I.5.5.1	Considerações gerais.....	60
I.5.5.2	Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE	61
I.5.6	Critério 6.....	74
I.5.6.1	Considerações gerais.....	74
I.5.6.2	Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE	74
I.5.7	Conclusão	88
II	PARTE – Material e Métodos.....	91
II.1	Inventário Florestal.....	92
II.2	Critério 1.....	94
II.2.1	Indicador 1.1	94
II.2.1.1	Recolha de dados	94
II.2.1.2	Processamento de dados	94
II.2.1.3	Conclusão	95
II.2.2	Indicador 1.2	96
II.2.2.1	Recolha de dados	96
II.2.2.2	Processamento de dados	97
II.2.2.3	Conclusão	98
II.2.3	Indicador 1.4.1	98
II.2.3.1	Recolha de dados	98
II.2.3.2	Processamento de dados	99
II.2.3.3	Conclusão	100
II.2.4	Indicador 1.4.2	102
II.2.4.1	Recolha de dados	102
II.2.4.2	Processamento de dados	102
II.2.4.3	Conclusão	103
II.2.5	Indicador 1.4.3	103
II.2.5.1	Recolha de dados	103
II.2.5.2	Processamento de dados	104
II.2.5.3	Conclusão	104
II.2.6	Indicador 1.4.4	105
II.2.6.1	Recolha de dados	105

II.2.6.2	Processamento de dados	105
II.2.6.3	Conclusão	106
II.2.7	Indicador 1.4.5	107
II.2.7.1	Recolha de dados	107
II.2.7.2	Processamento de dados	107
II.2.7.3	Conclusão	108
II.3	Critério 2.....	109
II.3.1	Recolha de dados	109
II.3.2	Processamento de dados	109
II.3.3	Conclusão	110
II.4	Critério 3.....	113
II.4.1	Indicador 3.2	113
II.4.1.1	Recolha de dados	113
II.4.1.2	Conclusão	113
II.4.2	Indicador 3.5	116
II.4.2.1	Recolha de dados	116
II.4.2.2	Conclusão	116
II.4.3	Indicadores 3.6 e 3.7.....	118
II.4.3.1	Recolha de dados	118
II.4.3.2	Processamento de dados	118
II.4.3.3	Conclusão	119
II.5	Critério 4.....	120
II.5.1	Indicador 4.1	121
II.5.2	Indicador 4.2	126
II.5.3	Indicador 4.3	127
II.5.4	Indicador 4.4	128
II.5.5	Indicador 4.5	129
II.5.6	Indicador 4.7	132
II.6	Diversidade das plantas vasculares.....	138
II.6.1	Processamento de dados	139
II.6.2	Riqueza de espécies (S).....	140
II.6.3	Índices de equidade.....	141
II.6.4	Conclusões	143
II.7	Diversidade Animal	148
II.7.1	Field methods for Birds	149
II.7.2	Data processing for birds	149
II.7.3	Birds Diversity descriptors.....	151
II.7.4	Bird species as land-use and habitat complexity indicators.....	153
II.7.5	Birds as biodiversity indicators.....	154
II.7.6	Bird diversity conclusions.....	156
II.7.7	Problems and Costs for birds.....	157
II.7.8	Field methods for Spiders and Carabids.....	158
II.7.9	Data processing for carabids	158
II.7.10	Carabid Diversity descriptors	158
II.7.11	Carabid species as land-use and habitat complexity indicators.....	161
II.7.12	Carabids as biodiversity indicators.....	161
II.7.13	Conclusion for carabids diversity	164
II.7.14	Data processing for Spider.....	165
II.7.15	Spider Diversity descriptors	165
II.7.16	Spider species as land-use and habitat complexity indicators.....	168
II.7.17	Spiders as biodiversity indicators.....	168
II.7.18	Conclusions for Spider Diversity	169
II.7.19	Problems and Costs for Spiders and Carabids	170
II.8	Critério 5.....	172

II.8.1	Indicador 5.1.1	172
II.8.2	Indicador 5.1.3	175
II.8.3	Indicador 5.3.2	176
II.8.4	Indicador 5.3.4	180
II.9	Critério 6.....	182
II.9.1	Recolha de dados	182
II.9.2	Conclusão	186
II.10	Referências Bibliográficas	188

INDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Lista de indicadores seleccionados para testar no projecto FORSEE.....	12
Tabela 2 – Correspondência entre as classes de ocupação do solo segundo as definições da FAO e do Inventário Florestal Nacional	95
Tabela 3 – Ocupação do solo de 1990 segundo as diferentes classificações	95
Tabela 4 – Ocupação do solo de 1995 segundo as diferentes classificações	95
Tabela 5 – Ocupação do solo de 2005 segundo as diferentes classificações	95
Tabela 6 – Evolução da ocupação do solo por tipo de povoamento entre 1990 e 2005	96
Tabela 7 – Equações utilizadas para cada espécie e correspondente agragação.....	97
Tabela 8 – Volume total de madeira por hectare e por tipo de povoamento	97
Tabela 9 – Volume total de madeira por tipo de povoamento.....	98
Tabela 10 – Biomassa acima do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por hectare por tipo de povoamento	99
Tabela 11 – Biomassa acima do solo para folhosas, resinosas e considerando todas as espécies existente nos povoamentos por hectare por tipo de povoamento	100
Tabela 12 – Biomassa abaixo do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por tipo de povoamento.....	101
Tabela 13 – Biomassa acima do solo por tipo de povoamento.....	101
Tabela 14 – Biomassa acima do solo e correspondente carbono armazenado por tipo de povoamento	101
Tabela 15 – Médias dos parâmetros das análises de solo realizadas à profundidade de 0-30 cm, por tipo de povoamento	102
Tabela 16 – Teor de carbono armazenado no solo por tipo de povoamento	103
Tabela 17 – Biomassa de madeira morta em pé (<i>snags</i>) e no solo (<i>logs</i>) ao nível do hectare por tipo de povoamento.....	104
Tabela 18 – Biomassa total de madeira morta e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento.....	105
Tabela 19 – Biomassa na folhada no solo e teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento.....	106
Tabela 20 – Biomassa total na folhada e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento.....	106
Tabela 21 – Percentagem carbono armazenado e factor de conversão de volume em biomassa por espécie	107
Tabela 22 – Biomassa no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento	108
Tabela 23 - Biomassa total no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento.....	108
Tabela 24 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie em 2005.....	115
Tabela 25 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie e por tipo de produto final em 2005	115
Tabela 26 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2005.....	115
Tabela 27 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2006.....	115
Tabela 28 – Área pública na Lousã e proporção do tipo de povoamento	117
Tabela 29 – Acessibilidade por tipo de estrada classificada	119
Tabela 30 – Explorabilidade por classe de acessibilidade	119
Tabela 31 – Indicadores e verificadores da biodiversidade	120
Tabela 32 – Classificação utilizada no Inventário Florestal Nacional.....	121
Tabela 33 – Tipos de povoamentos florestais segundo a Classificação da EUNIS	122
Tabela 34 – Classificação dos usos do solo na zona piloto	124
Tabela 35 – Composição dos povoamentos florestais.....	125

Tabela 36 – Estrutura dos povoamentos florestais	126
Tabela 37 – Naturalidade dos povoamentos no Concelho da Lousã	128
Tabela 38 – Área de ocupação de espécies introduzidas	129
Tabela 39 – Resultados médios dos <i>snags</i> inventariados	131
Tabela 40 – Resultados médios dos <i>logs</i> inventariados	132
Tabela 41 – Valores próprios e variância explicada pelos eixos da PCA.....	134
Tabela 42 - Contribuição das métricas para a composição dos três primeiros eixos da PCA.....	134
Tabela 43 – Escala para Determinação da Abundância de Espécies.....	139
Tabela 44 – Riqueza de espécies nos tipos de povoamentos florestais.	144
Tabela 45 – Sampling sites used for describe, birds, spiders and carabids diversity at different habitats at Lousã municipality	149
Tabela 46 – Number of sampled points per EUNIS land-use type	150
Tabela 47 – Frequency of occurrence and abundance of the most frequent ten bird species.....	151
Tabela 48– Bird indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1).....	154
Tabela 49– Pearson correlation coefficients between birds and other indicator groups	154
Tabela 50– Pearson correlation coefficients between bird species richness and other indicator measures. **p<0.01; ***p<0.001.	155
Tabela 51 – Carabid indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1).	161
Tabela 52 – Pearson correlation coefficients between Carabids and other indicator groups. *-p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001.....	162
Tabela 53– Pearson correlation coefficients between Carabid species richness and other indicator measures. **p<0.01; ***p<0.001; Pet.brev. - <i>Petrophylus brevipennis</i> ; Rha.mel. - <i>Rhabdocarabus melancolicus</i>	162
Tabela 54– Spider indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis:	168
Tabela 55 – Valor do factor K por tipo de solo	174
Tabela 56 – Valor do factor LS em função da classe de declive.....	174
Tabela 57 – Valor do factor C em função do coberto vegetal	175
Tabela 58 – Classe de declive	180
Tabela 59 – Classe de topografia	180
Tabela 60 – Classe de pedregosidade	180
Tabela 61 – Classe de erosão	181
Tabela 62 – Classe por nível e tipo de compactação.....	181
Tabela 63 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada.....	182
Tabela 64 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada.....	183
Tabela 65 - Volume e valor da madeira cortada na floresta pública da Lousã.....	183
Tabela 66– Volume e valor da madeira cortada na floresta privada da Lousã.....	184
Tabela 67 – Despesas Municipal na floresta no concelho da Lousã.....	185
Tabela 68 – Repartição de empresários em nome individual e das Sociedades, Volume de Negócios das Sociedades, segundo os códigos da CAE –Rev.2.1 no concelho da Lousã.....	185
Tabela 69 – Proporção dos diferentes povoamentos existentes e da rede viária nas áreas públicas florestais	185
Tabela 70 – Mais-valias associadas às áreas públicas florestais	185
Tabela 71 – Frequência de uso das áreas públicas na floresta da Lousã.....	186

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Região estudo do Centro de Portugal : Pinhal Interior Norte	10
Figura 2 – Zona piloto : Lousã	10
Figura 3 – Número de árvores com problemas sanitários ocorridos na parcela de inventário por espécie e tipo de povoamento	110
Figura 4 – Tipo de danos identificado em eucalipto na parcela de inventário, por tipo de povoamento	111
Figura 5 – Tipo de danos identificado em pinheiro bravo na parcela de inventário, por tipo de povoamento.....	111
Figura 6 – Área ardida por ano de floresta e matos na zona piloto – Lousã	112
Figura 7 - Esquema de marcação dos transeptos	130
Figura 8 – Área total e número de manchas por tipo de povoamento florestal	135
Figura 9 – Forma dos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal.	135
Figura 10 – Distância média ao vizinho mais próximo nos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal.....	136
Figura 11 – Área de interior total (TCA) e área média das manchas com área de interior.....	136
Figura 12 – Método da Área Mínima. Fonte: Protocolo Projecto Forsee, 2005.....	139
Figura 13 – Diversidade nos estratos dos tipos florestais	144
Figura 14 –Riqueza específica nos tipos florestais	145
Figura 15 – Abundância e dominância nos tipos florestais	146
Figura 16 – Diversidade nos tipos florestais segundo o índice de Shannon-Wiener.....	146
Figura 17 – Equidade dos tipos florestais nos estratos arbóreo (t), arbustivo (s) e herbáceo (h).....	147
Figura 18 – Beta diversidade nos tipos florestais do Concelho da Lousã	147
Figura 19 – Sampling points across the different land-use types (according to the National Forest inventory) at Lousã municipality.....	148
Figura 20 – Average bird abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.....	152
Figura 21 – Average bird species richness (S) in the different land-use types. (a), (b) and (c) indicate different groups after a Newman-Keuls test.	152
Figura 22 – Average bird species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a test.....	153
Figura 23 – Relation between bird species richness and total bird abundance.	155
Figura 24 – Relation between <i>Parus major</i> abundance (number of pairs) and bird species richness.	156
Figura 25 – Average Carabid abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.....	159
Figura 26 – Average Carabid species richness (S) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.	160
Figura 27 – Average Carabid species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.	160
Figura 28 – Relation between Carabid abundance (Log) and species richness (Log) considering all land-use units.	163
Figura 29 – Relation between the joint abundance of <i>Petrophylus brevipennis</i> and <i>Rhabdocarabus melancolicus</i> with Carabid species richness for the Broadleaf (G1) land-use type.	163
Figura 30 – Average Spider abundance in the different land-use types.	166
Figura 31 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types.....	166
Figura 32 – Average Spider species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types.	167
Figura 33 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types according to the complexity of the understory vegetation. Low complexity (blank bars); high complexity (shaded bars).	167
Figura 34 – Relation between Spider family richness and species richness.	169

Figura 35 – Esquemas da parcela de solos para localização dos pontos de amostragem de solos e manta morta/folhada	176
Figura 36 – Recolha de amostras de solos.....	177
Figura 37 – Curva de Lorenz para a propriedade privada e pública	183

I PARTE – SÍNTESE

I.1 O PROJECTO

A sustentabilidade é um conceito global discutido desde a cimeira do Rio (1992) aplicável em diversas áreas, por exemplo na gestão florestal. O protocolo de Quioto, um documento de elevada importância nas questões ambientais actuais, concede à floresta um papel no cumprimento dos objectivos estabelecidos, uma vez que esta pode contribuir para o armazenamento de carbono.

Os países que se inserem no Espaço do Arco Atlântico possuem florestas que constituem um conjunto biogeográfico notório, devido ao seu clima oceânico temperado muito favorável ao crescimento das espécies florestais que, como já referido, são sumidouros de carbono, nas suas componentes aérea e subterrânea.

Neste contexto surge o projecto FORSEE – *Uma rede europeia de zonas piloto para a avaliação de critérios e indicadores de gestão florestal sustentável*. Iniciado pelo Instituto Europeu da Floresta Cultivada (IEFC), tem a participação de diversos parceiros de Portugal, Espanha, França e Irlanda, países que se inserem no denominado Espaço do Arco Atlântico.

I.2 OBJECTIVOS

O projecto tinha como finalidade fornecer métodos, instrumentos e competências às regiões participantes, para avaliação da sustentabilidade da gestão florestal. Numa segunda abordagem, cada região participante propunha realizar um estudo específico sobre determinado critério, nomeadamente a contribuição das florestas para o armazenamento de carbono, o estado fitossanitário da floresta, a biodiversidade, as funções sócio-económicas e as funções de protecção da floresta.

I.3 ORGANIZAÇÃO AO NÍVEL REGIONAL

O projecto contemplava 9 regiões participantes e um total de 22 parceiros, dos quais 5 eram portugueses. A região do Centro de Portugal tinha como parceiros: o Instituto Superior de Agronomia (ISA), a Escola Superior Agrária de Coimbra (ESAC), a Associação da Indústria Papeleira (CELPA) e a Confederação dos Agricultores de Portugal (CAP).

A Região do Pinhal Interior Norte foi seleccionada como zona estudo para o Centro de Portugal, com uma superfície de 261 774 ha, abrangendo os municípios de Alvaiázere, Ansião, Arganil, Castanheira de Pêra, Figueiró dos Vinhos, Góis, Lousã, Miranda do Corvo, Oliveira do Hospital, Pampilhosa da Serra, Pedrógão Grande, Penela, Tábua e Vila Nova de Poiares.

O Concelho da Lousã foi a zona piloto onde decorreu a avaliação dos indicadores de sustentabilidade, com uma área de 13 841 ha. As zonas estudo e piloto do Centro de Portugal estão identificadas nas figuras 1 e 2.

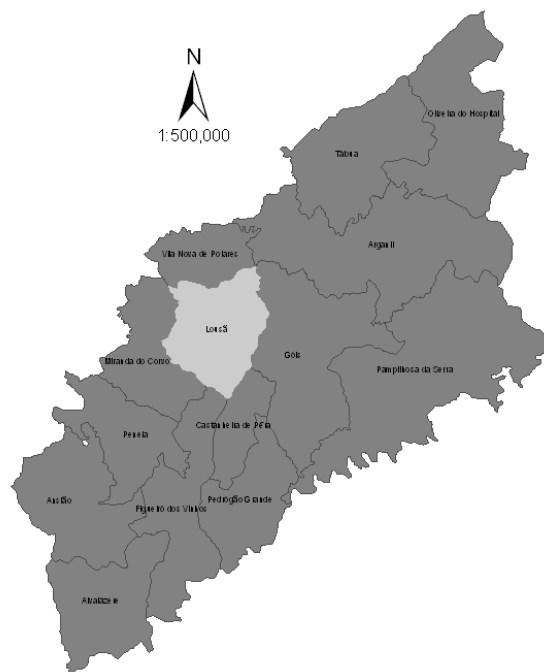


Figura 1 – Região estudo do Centro de Portugal : Pinhal Interior Norte

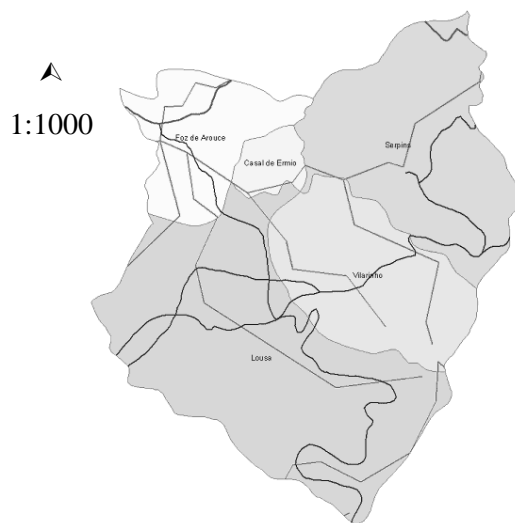


Figura 2 – Zona piloto : Lousã

I.4 OS INDICADORES SELECCIONADOS

I.4.1 Contexto

Na primeira fase foi necessário definir os indicadores a considerar na avaliação da sustentabilidade das florestas. Para tal foram constituídos 6 grupos, um por cada critério de sustentabilidade, com peritos nacionais e internacionais. Da lista de indicadores obtidos por revisão bibliográfica, apenas foram seleccionados para avaliação os indicadores cuja aplicabilidade suscitava dúvidas.

Para avaliar os indicadores de sustentabilidade seleccionados, foi providenciado um manual de campo com métodos e procedimentos propostos pelos diferentes grupos de peritos, provenientes da bibliografia. O seu objectivo foi uniformizar os procedimentos em todas as regiões participantes. No entanto a sua aplicação considerava os condicionalismos da região e procedimentos específicos do próprio inventário florestal nacional.

No caso de Portugal, para avaliar a maioria dos indicadores de sustentabilidade foi efectuada um inventário florestal na zona piloto – Lousã – com recolha de dados para: a caracterização dos povoamentos, avaliação de volumes e biomassas, avaliação do estado sanitário dos povoamentos e da sua biodiversidade, nomeadamente quanto a vegetação, aves, carabídeos e aracnídeos.

Nos indicadores em que foi necessário obter informação não dependente do inventário florestal executado, houve algumas dificuldades na recolha da informação, sobretudo por não se encontrar disponível ou em alguns casos se revelar insuficiente. Este tipo de condicionalismos foi mais premente no critério 6, sobre funções sócio-económicas da floresta e em alguns dos indicadores do critério 3.

I.4.2 Valores dos indicadores estimados

A tabela 1 lista os indicadores seleccionados para teste no projecto FORSEE, assim como as estimativas, obtidas no projecto, dos custos da avaliação de cada indicador.

Tabela 1– Lista de indicadores seleccionados para testar no projecto FORSEE

Critério	Indicador	Designação	Nível	Ano	Custo (€)	Unidade
1	1.1	Superfície florestal	Zona piloto	1990 1995 2005	712.50	ha
1	1.2	Volume em pé	Zona piloto	2005	1 802.22	m3
1	1.4.1	Armazenamento de carbono na biomassa da árvore	Zona piloto	2005	1 802.22	Mg
1	1.4.2	Armazenamento de carbono nos solos	Zona piloto	2005	2 124.72	Mg
1	1.4.3	Armazenamento de carbono na madeira morta	Zona piloto	2005	2 990.25	Mg
1	1.4.4	Armazenamento de carbono na folhada	Zona piloto	2005	816.24	Mg
1	1.4.5	Armazenamento de carbono no sub-coberto	Zona piloto	2005	1 347.79	Mg
2	2.4	Estado fitossanitário	Zona piloto	2005	2 541.00	número
3	3.2	Madeira cortada	Zona piloto	2005	346.64	m3
3	3.5	Planos de gestão florestal	Zona piloto	2005	60.08	ha
3	3.6	Acessibilidade	Zona piloto	2002	631.65	km.ha-1
3	3.7	Explorabilidade	Zona piloto	2002	2 483.49	ha
4	4.1	Composição florestal	Zona piloto	1995	755.68	ha
4	4.2	Regeneração	Zona piloto	1995	755.68	ha
4	4.3	Áreas naturais e semi-naturais	Zona piloto	1995	755.68	ha
4	4.4	Espécies florestais introduzidas	Zona piloto	1995	755.68	ha
4	4.5	Madeira morta	Zona piloto	2005	2 990.25	m3 ha-1
4	4.7	Valor paisagístico da floresta	Zona piloto	1995	928.41	número
4	4.10a	Diversidade vegetal	Zona piloto	2005	3 371.17	número
4	4.10b	Diversidade de invertebrados	Zona piloto	2005	12 500.00	número
4	4.10c	Diversidade de avifauna	Zona piloto	2005	4 500.00	número

Critério	Indicador	Designação	Nível	Ano	Custo (€)	Unidade
5	5.1.1	Percentagem e comprimento dos cursos de água com uma faixa ripária apropriada	Zona piloto	1995	653.21	ha
5	5.1.2	Risco de erosão	Zona piloto	1995	2 758.66	Mg ano ⁻¹
5	5.1.3	Densidade viária nas áreas ripárias	Zona piloto	2005	1 241.71	m
5	5.3.2	Estado nutricional dos povoamentos florestais	Zona piloto	2005	2 254.27	% mg g ⁻¹
5	5.3.4	Rápida visualização das perturbações do solo	Zona piloto	2005	703.85	número
6	6.1	Propriedades/unidades de gestão florestais	Zona piloto	2006	693.29	número per ha
6	6.3	Receita líquida por unidade de gestão	Zona piloto	2005	0	€
6	6.4	Despesas nos serviços	Zona piloto	2004 2006	0	€
6	6.5	Emprego no sector florestal	Zona piloto	2006	30	número
6	6.6	Segurança e saúde no trabalho no sector florestal	Portugal	2004 2006	0	número
6	6.10	Acessibilidade ao recreio na floresta	Zona piloto	2005	21.59	ha

I.5 RESULTADOS POR INDICADOR

I.5.1 Critério 1

I.5.1.1 Considerações gerais

Os indicadores de sustentabilidade do critério 1 – Manutenção e aumento apropriado dos recursos florestais e o seu contributo para os ciclos globais do carbono, foram seleccionados pelo grupo de peritos a partir da lista definida nas conferências interministeriais de Lisboa em 1998 e Viena em 2003. Na lista deste indicadores, o indicador 1.4 que apenas se refere ao carbono armazenado na biomassa lenhosa e nos solos, foi desagregado em cinco partes do ecossistema florestal que armazenam o carbono, na sua maioria identificados pelo IPCC (2000): biomassa lenhosa acima e abaixo do solo; biomassa de madeira morta; folhada no solo; sub-coberto e solos.

I.5.1.2 Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE

Este critério foi seleccionado como estudo específico da região Centro, pela necessidade de desenvolver e/ou melhorar equações para a predição de biomassas acima e abaixo do solo, o que foi conseguido para as principais espécies, eucalipto e pinheiro bravo. Estava contemplada a realização de uma amostragem do sub-coberto, da folhada, da madeira morta e dos solos, para obter teores de carbono. Esta amostragem apenas foi possível em algumas parcelas e foi insuficiente para o caso da madeira morta, visto esta se encontrar em pouca quantidade na maior parte das parcelas inventariadas.

Os resultados obtidos ao nível da zona piloto permitiram estimar o erro de amostragem associado, assim como estudar a relação entre a intensidade de amostragem e o referido erro. Estes resultados podem ser utilizados para definir a dimensão da região para o cálculo dos indicadores em relação a uma determinada intensidade de amostragem ou vice-versa.

Indicador 1.1 : Superfície Florestal

Custos

Custo

Total

712.50€

(inclui a aquisição da ocupação do solo e respectiva análise)

Custo

por ha

0.08 €

Resultados

Tabela 1 – Área florestal de 1990 para diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	Area 1990 (ha)	Classes IFN Portugal	Area 1990 (ha)
Floresta (F)	8435	Floresta (FL)	8435
Outras áreas arborizadas (OWL)	2457	Incultos (IC)	2457
Outros Usos (OL)	2949	Agrícola (AG)	2564
		Outros Usos	385
Total	13841	Total	13841

Fonte: CELPA

Tabela 2 – Área florestal de 1995 para diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	Area 1995 (ha)	Classes IFN Portugal	Area 1995 (ha)
Floresta (F)	7875	Floresta (FL)	7875
Outras áreas arborizadas (OWL)	3547	Incultos (IC)	3547
Outros Usos (OL)	2419	Agrícola (AG)	2025
		Outros Usos	394
Total	13841	Total	13841

Fonte: CELPA

Tabela 3 – Área florestal de 2005 para diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	Area 2005 (ha)	Classes IFN Portugal	Area 2005 (ha)
Floresta (F)	8600	Floresta (FL)	8600
Outras áreas arborizadas (OWL)	2483	Incultos (IC)	2483
Outros Usos (OL)	2758	Agrícola (AG)	2131
		Outros Usos	627
Total	13841	Total	13841

Fonte: IFN5 (DGRF)

Tabela 4 – Evolução das áreas por tipo de povoamento

Tipo de Povoamento (IFN PORTUGAL)	Area 1990 (ha)	Area 1995 (ha)	Area 2005 (ha)
Pinheiro bravo puro	3178	2475	3962
Pinheiro bravo dominante	2335	2754	1304
Eucalipto puro	1105	1561	1630
Eucalipto dominante	72	190	702
Outras folhosas puro	1076	511	376
Outras resinosas puro	189	224	25
Mistos	479	160	602
Total	8435	7875	8600

Notas

A ocupação de uso de solo de 1990 teve por base a fotointerpretação que considerou 0.2 ha de área mínima e 15 m de largura média para a floresta em faixas. Ao contrário, a fotointerpretação de 1995 e 2005 considerou uma área mínima de 0.5 ha e largura média de 20 m, de acordo com as definições da FAO. No decurso deste projecto apenas a ocupação de 1995 foi reverificada considerando a classificação da FAO, da EUNIS e do IFN. A ocupação do solo de 2005 foi estimada com a fotointerpretação por pontos de 2005, com uma grelha quadrada de 500 m de lado.

Problemas e Melhorias

Na análise da evolução do uso do solo entre 1990 e 2005 deve ser considerada a área ardida, uma vez que os fogos florestais têm um grande impacto nesta região.

Conclusões

O interesse em avaliar este indicador reside nas diferenças entre as diversas classificações florestais consideradas. Comparando as definições da FAO e as definições do IFN de 1995, esta divergência é nula.

Pela análise dos diferentes elementos das tabelas 1, 2, 3 e 4 verifica-se um decréscimo em área florestal em 1995, que se compensa pelo aumento em área inculta, nomeadamente matos, justificado pelo forte impacto dos fogos na evolução do uso do solo.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 1.2 : Volume em pé

Custos

Custo

Total

1 802.22€
(inclui

recolha

de dados

e respec-

tiva análi-

se)

Custo

por parce-

la

15.95€

Resultados

Tabela 1 – Volume total por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Volume Total <i>Pinus pinaster</i> (m³)	Volume Total <i>Eucalyptus globulus</i> (m³)	Volume Total Folhosas diversas (m³)	Volume Total Outras coníferas (m³)	Volume Total Todas espécies (m³)
Pinheiro bravo puro	524840	0	0	0	524840
Pinheiro bravo dominante	136332	20789	12633	85735	255489
Eucalipto puro	0	49116	0	0	49116
Eucalipto dominante	35417	39663	20062	0	95142
Outras folhosas puro	0	0	33899	0	33899
Mistos	71920	0	16143	27691	115754
Total	768509	109568	82738	113426	1074241

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Notas

O volume total calculado inclui a casca e o cepo, tendo sido utilizadas as equações por espécie disponíveis ao nível da árvore. Os resultados são apresentados em m³ por tipo de povoamento para o concelho da Lousã, considerando as áreas de ocupação do solo estimados com a fotointerpretação de pontos de 2005.

Problemas e Melhorias

Uma vez que nem todas as espécies florestais têm equações de volume disponíveis, em algumas espécies foram utilizadas as equações das espécies mais similares, por exemplo, no caso de outros pinheiros foram aplicadas as equações do pinheiro bravo.

Conclusões

As principais espécies existentes nos povoamentos da Lousã são o Pinheiro bravo e o Eucalipto. Por esta razão, os cálculos de volume total destas espécies foram considerados em separado das outras espécies de folhosas e de resinosas, e apresentados na tabela 5 para os povoamentos puros e dominantes. O volume total médio para todas as espécies independentemente do tipo de povoamento é de 125 m³ por hectare.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 1.4.1 : Armazenamento de carbono na biomassa da árvore

Custos

Custo Total
1 802.22€
(inclui recolha de dados de inventário e respectiva análise)
Custo por parcela
15.95€

Resultados

Tabela 1 – Biomassa acima do solo por espécie e por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa acima do solo <i>Pinus pinaster</i> (Mg)	Biomassa acima do solo <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg)	Biomassa acima do solo Folhosas diversas (Mg)	Biomassa acima do solo Outras coníferas (Mg)
Pinheiro bravo puro	303235	0	0	0
Pinheiro bravo dominante	80946	10918	10721	50129
Eucalipto puro	0	28584	0	0
Eucalipto dominante	18617	21899	12804	0
Outras folhosas puro	0	0	26482	0
Mistos	44871	0	12987	17721
Total	447670	61401	62993	67851

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Tabela 2 – Biomassa abaixo do solo e biomassa total para as principais espécies florestais por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa abaixo do solo <i>Pinus pinaster</i> (Mg)	Biomassa abaixo do solo <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg)	Biomassa total <i>Pinus pinaster</i> (Mg)	Biomassa total <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg)
Pinheiro bravo puro	32014	0	335249	0
Pinheiro bravo dominante	6026	2715	86971	13633
Eucalipto puro	0	7109	0	35693
Eucalipto dominante	3263	5446	21881	27345
Outras folhosas puro	0	0	0	0
Mistos	1673	0	46544	0
Total	42976	15270	490645	76671

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Tabela 3 – Biomassa acima do solo e correspondente carbono por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa acima do solo Todas as espécies (Mg ha-1)	Carbono armazenado Todas as espécies (Mg C ha-1)	Biomassa acima do solo Todas as espécies (Mg)	Carbono armazenado Todas as espécies (Mg C)
Pinheiro bravo puro	77	37	303235	146002
Pinheiro bravo dominante	117	59	152713	76357
Eucalipto puro	18	9	28584	14292
Eucalipto dominante	76	38	53320	26660
Outras folhosas puro	70	33	26482	12295
Mistos	121	60	75579	37789
Total			626791	313396

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Notas

A biomassa é calculada acima do solo (tronco e copa) e abaixo do solo (raízes) utilizando as equações disponíveis para cada espécie. Para converter a biomassa da árvore em carbono armazenado, foi utilizado o factor de conversão de 0.5, independentemente da espécie.

Os resultados são apresentados por tipo de povoamento considerando as áreas de ocupação do solo estimados com a fotointerpretação por pontos de 2005.

Problemas e Melhorias

Para estimar a biomassa de raízes, apenas existem disponíveis equações ao nível da árvore para o Pinheiro bravo e ao nível do povoamento para o Eucalipto.

Conclusões

Na tabela 6 apresentam-se os valores de biomassa acima do solo para as diferentes espécies presentes nos diversos povoamentos, destacando-se o pinheiro bravo por ser a maior área de povoamento na Lousã.

A biomassa total da árvore, definida pela soma da biomassas acima do solo (tronco e copa) e abaixo do solo (raízes), é calculada apenas para o Eucalipto e para o Pinheiro bravo. Através da tabela 7 verifica-se que a biomassa de raízes no Pinheiro bravo representa cerca de 9% da biomassa total da árvore, enquanto que no Eucalipto esta proporção é aproximadamente 20%.

Os valores de biomassa da árvore e correspondente carbono armazenado apresentados na tabela 8 são relativos à soma da biomassa acima do solo (tronco e copa) para todas as espécies florestais existentes. O carbono armazenado na biomassa acima do solo existente nos povoamentos da Lousã é de aproximadamente 37 Mg de carbono por ha. Comparando o carbono armazenado na biomassa total nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucalipto, encontramos 36 Mg de carbono por ha e 13 Mg de carbono por ha, respectivamente.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 1.4.2 : Armazenamento de carbono nos solos

Custos

Custo Total
2 173.25€
(inclui recolha de dados, respectiva análise e processamento)
Custo por parcela
43.74€

Resultados

Tabela 1 – Carbono armazenado no solo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Carbono no solo (Mg C ha ⁻¹)	Carbono Total (Mg C)
Pinheiro bravo puro	96	380091
Pinheiro bravo dominante	63	81821
Eucalipto puro	42	68759
Eucalipto dominante	45	702
Mistos	110	68970

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

Notas

A recolha de amostras foi realizada em duas profundidades: 0-30 cm e 0-60 cm e a análise do teor de carbono foi realizada na profundidade de 0-30 cm.

Os valores são apresentados para os povoamentos das espécies mais importantes e para os povoamentos mistos, considerando as áreas de ocupação do solo estimados com a fotointerpretação por pontos de 2005.

Problemas e Melhorias

Na recolha das amostras de solo, houve uma redução do número de pontos de recolha, dentro da parcela, de 10 para 4, devido a densidades elevadas do sub-coberto, e à elevada pedregosidade. Também devido à reduzida espessura do solo, nem sempre foi possível atingir a profundidade definida.

Conclusões

Comparando os valores dos diferentes povoamentos apresentados na tabela 9, é notório que os povoamentos mistos contêm mais carbono no solo, e os povoamentos de eucalipto contêm quase metade desse valor. No seu total os povoamentos da Lousã armazenam no solo aproximadamente 70 Mg de carbono por ha.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 1.4.3 : Armazenamento de carbono na madeira morta

Custos

Custo

Total

2 990.25€

(inclui

recolha

de dados,

respectiva

análise e

processa-

mento)

Custo por

parcela

26.46€

Resultados

Tabela 1 – Biomassa da madeira morta no solo (*logs*) e na madeira morta em pé (*snags*) por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa Snags (Mg ha ⁻¹)	Biomassa Logs (Mg ha ⁻¹)	Biomassa Snags (Mg)	Biomassa Logs (Mg)
Pinheiro bravo puro	0,8	4,7	3251	18740
Pinheiro bravo dominante	0,3	0,3	343	326
Eucalipto puro	0,2	0,4	275	714
Eucalipto dominante	0,1	0,3	62	198
Outras folhosas puros	0,6	0,8	233	316
Mistos	0,3	7,1	181	4421
Ardidos	1,0	0,9	698	626
Total			5043	25341

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

Tabela 2– Carbono armazenado na madeira morta por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa total Madeira morta (Mg ha ⁻¹)	Carbono Madeira morta (Mg C ha ⁻¹)	Biomassa total Madeira morta (Mg)	Carbono Madeira morta (Mg C)
Pinheiro bravo puro	5,6	2,8	21991	10995
Pinheiro bravo dominante	0,5	0,3	669	334
Eucalipto puro	0,6	0,3	989	495
Eucalipto dominante	0,4	0,2	260	130
Outras folhosas puros	1,5	0,7	550	275
Mistos	7,3	3,7	4602	2301
Ardidos	1,9	0,9	1324	662
Total			30385	15192

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

Notas

A biomassa de madeira morta no solo (*logs*) foi estimada de acordo com o método descrito por Van Wagner (1982), tendo sido realizadas medições em dois transectos perpendiculares de 50 m. Salienta-se que não se encontrou uma quantidade elevada de madeira morta, visto que esta é geralmente retirada para redução de combustível (fogos florestais). A madeira morta em pé (*snags*) foi medida nas parcelas de inventário, considerando os limites de diâmetro, 50 mm no eucalipto e 75 mm nas outras espécies. O volume foi estimado utilizando as equações de volume disponíveis para as espécies, quando vivas.

Os resultados são apresentados por tipo de povoamento considerando as áreas de ocupação do solo estimados com a fotointerpretação por pontos de 2005.

Problemas e Melhorias

Constatou-se que para as espécies florestais mais importantes na região não existem disponíveis equações ou factores de conversão para estimar a biomassa da madeira morta. Para ultrapassar este facto foram recolhidas algumas amostras de madeira morta e foi obtido um factor de conversão de volume em biomassa independente da espécie e do grau de decomposição, com o valor 0,33.

Conclusões

Neste indicador é relevante separar a biomassa de madeira morta no solo (*logs*) da madeira em pé (*snags*) e da madeira ardida. Na tabela 10 verifica-se que a 4% de biomassa de madeira morta é consequência dos incêndios florestais.

A floresta da Lousã contém cerca de 2 Mg de carbono por ha em madeira morta.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 1.4.4 : Armazenamento de carbono na folhada

Custos

Custo Total

833.02€

(inclui recolha de dados, respectiva análise e processamento)

Custo por parcela

22.06€

Resultados

Tabela 1 – Carbono armazenado na folhada do solo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa na folhada (Mg ha ⁻¹)	Carbono na folhada (Mg C ha ⁻¹)	Biomassa na folhada (Mg)	Carbono na folhada (Mg C)
Pinheiro bravo puro	10,9	5,4	43086	21223
Pinheiro bravo dominante	6,7	3,3	8716	4311
Eucalipto puro	7,5	3,4	12249	5470
Eucalipto dominante	3,3	1,6	2344	1151
Outras folhosas puro	15,3	6,9	5755	2590
Mistos	13,5	5,3	8479	3311
Matos	8,0	3,8	19887	9490
Total			80629	38054

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Notas

As amostras de folhada foram recolhidas em pequenas parcelas quadradas com 1 m de lado, em 39 parcelas de inventário, tendo sido a espessura medida em cada lado e feita a sua média.

Os resultados são apresentados por tipo de povoamento considerando as áreas de ocupação do solo estimados com a fotointerpretação por pontos de 2005.

Conclusões

Os povoamentos da Lousã e as áreas de matos armazenam na folhada no solo, aproximadamente 4 Mg de carbono por ha, estando a maior proporção contida nos povoamentos de pinheiro bravo, quando comparando com outros povoamentos.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 1.4.5 : Armazenamento de carbono no sub-coberto

Custos

Custo Total

1 247.04€

(inclui recolha de dados, respectiva análise e processamento)

Custo por parcela

36.43€

Resultados

Tabela 1 – Carbono armazenado na vegetação arbustiva por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa subcoberto (Mg ha ⁻¹)	Carbono subcoberto (Mg C ha ⁻¹)	Biomassa subcoberto (Mg)	Carbono subcoberto (Mg C)
Pinheiro bravo puro	12,3	6,0	48632	23887
Pinheiro bravo dominante	15,8	7,5	20662	9833
Eucalipto puro	9,8	4,8	16001	7783
Eucalipto dominante	11,2	5,6	7838	3898
Outras folhosas puro	9,6	4,4	3612	1650
Mistos	20,1	9,9	12615	6192
Matos	27,7	13,6	68675	33665
Total			109361	53243

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Notas

Dentro das parcelas de inventário foi medida a proporção das espécies em sub-coberto mais abundantes e respectiva altura média. Para obter valores de densidade aparente e teor de carbono foi colhida toda a vegetação arbustiva existente em pequenas parcelas quadradas com 1 m de lado, junto de 39 parcelas de inventário.

Os resultados são apresentados por tipo de povoamento considerando as áreas de ocupação do solo estimados com a fotointerpretação por pontos de 2005.

Conclusões

Pelos valores apresentados na tabela 13 constata-se que os povoamentos de pinheiro bravo armazenam a maior proporção de biomassa no sub-coberto. Os povoamentos da Lousã armazenam no subcoberto, aproximadamente 6 Mg de carbono por ha e as áreas de matos cerca de 14 Mg de carbono por ha.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



I.5.2 Critério 2

I.5.2.1 Considerações gerais

No critério 2 de sustentabilidade – Manutenção da saúde e vitalidade dos ecossistemas florestais, foram considerados os indicadores da lista definida na conferência de Viena em 2003. Para além do indicador relativo ao registo de danos provocados por agentes bióticos e abióticos, foi proposto pelo grupo de peritos um indicador adicional, de forma a obter factores chave que relacionassem características da árvore e/ou da floresta com o tipo de dano registado.

I.5.2.2 Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE

Os resultados obtidos dentro deste critério ficaram abaixo das expectativas, devido a uma insuficiência nos dados registados. Por uma questão financeira e também temporal, não foi possível direccionar recursos para uma recolha intensa de dados com vista a avaliar diferentes métodos de recolha de dados ou a analisar possíveis factores chave do tipo de praga e/ou doença.

Inicialmente, foi pretendido avaliar se o dispositivo descrito no manual de procedimentos do projecto, que consistia na avaliação de sanidade florestal em mais 3 parcelas, satélites da parcela de inventário, trazia melhores resultados. No entanto as restrições devidas à fisiografia/topografia da paisagem e à elevada quantidade de sub-coberto nesta região, não permitiram realizar este dispositivo num número considerável de locais de amostragem. Este facto alerta para a dificuldade de optar, genericamente, por este tipo de dispositivo em regiões com topografia complicada e paisagem diversificada.

A recolha de dados de sanidade florestal foi realizada entre Dezembro de 2005 e Janeiro de 2006, em simultâneo com os outros procedimentos do inventário florestal, por uma equipa não constituída por peritos em pragas e/ou doenças. Este período revelou não ser o mais favorável para a observação de sintomas e/ou agentes das principais pragas e doenças do tipo de povoamentos existentes, pois foi uma estação com ocorrência de temperaturas baixas e de aguaceiros.

Indicador 2.4 : Estado Fitossanitário

Custos

Custo Total
2 541.00€
(inclui recolha
de dados, res-
pectiva análise
e processamen-
to)
Custo por par-
cela
22.49€

Resultados

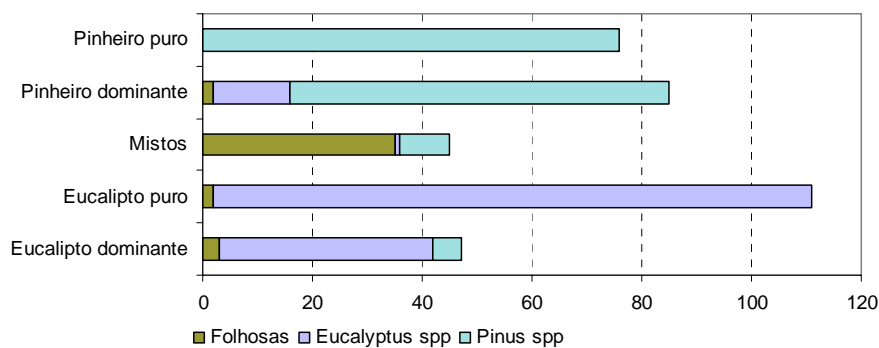


Figura 1 – Número de danos por espécie e por tipo de povoamento

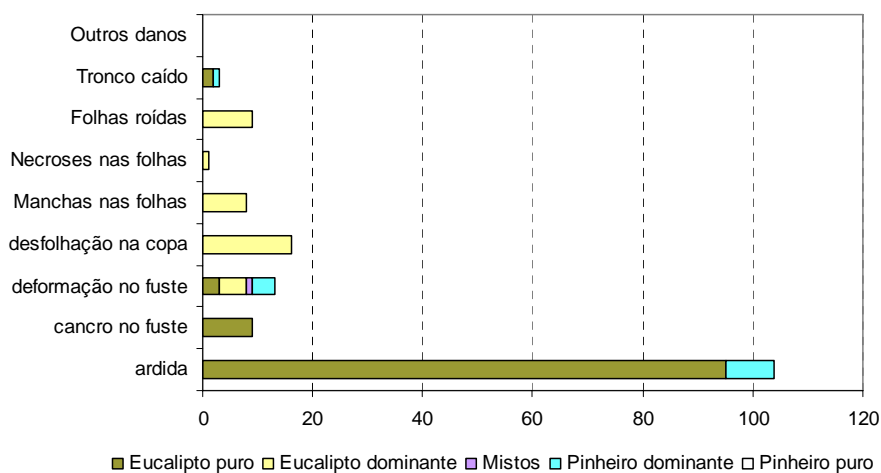


Figura 2 – Tipo de danos em eucalipto por tipo de povoamento

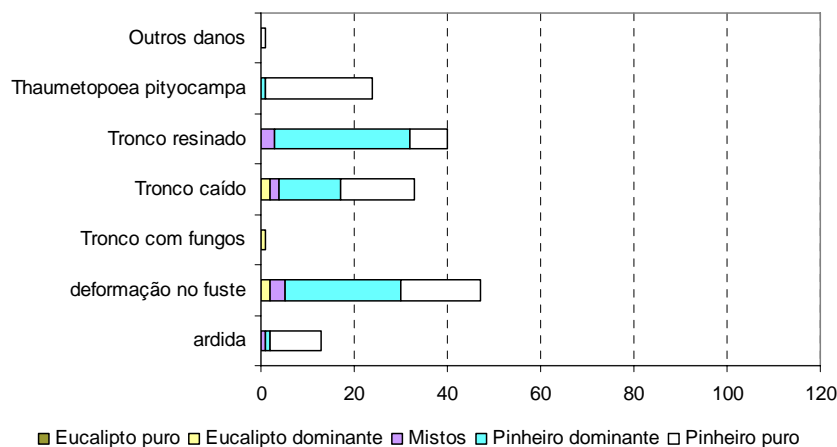


Figura 3 – Tipo de danos em pinheiro por tipo de povoamento

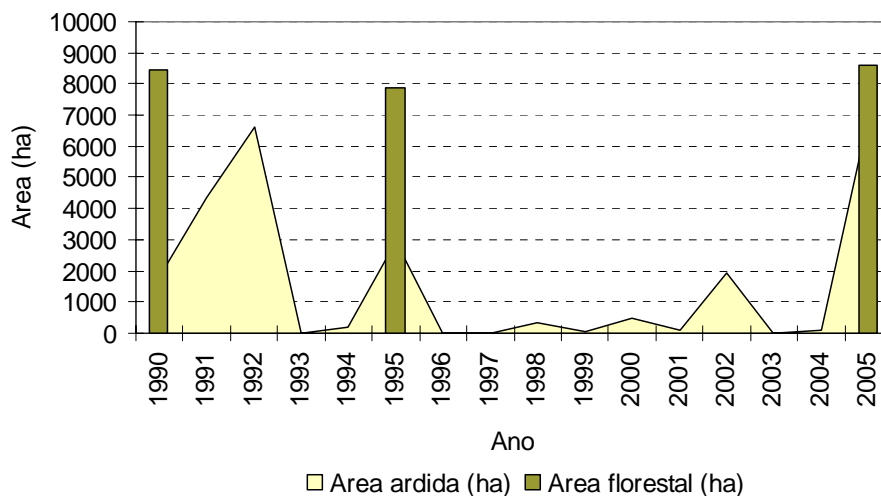


Figura 4 – Área ardida de floresta por ano

Problemas e Melhorias

O período de recolha de dados fitossanitários não foi o mais favorável para a observação de sintomas e/ou agentes das principais pragas e doenças nos povoamentos existentes. Também não foi possível implantar o dispositivo delineado para avaliação da sanidade florestal em grande parte dos locais de amostragem, devido a restrições como declives acentuados e vegetação do sub coberto com densidade elevadas.

Conclusões

A floresta da Lousã é constituída essencialmente por povoamentos de Pinheiro bravo e Eucalipto, por conseguinte é dentro destes povoamentos que foi registado um maior número de danos resultantes de agentes bióticos. Os principais sintomas ocorrem ao nível da copa, nomeadamente nas agulhas e nas folhas.

Em povoamentos de resinosas é frequente encontrar ninhos de procecionária (*Thaumetopoea pityocampa*) e respectivos sintomas de desfoliação. Nestes povoamentos é também frequente encontrar as árvores mais velhas com feridas por resinagem.

Em povoamentos de eucalipto observam-se sinais de folhas roídas por desfoliadores como *Gonipterus scutellatus*, e folhas aparentemente verdes, mas com diversos pontos coloridos. Ao nível do tronco observam-se em alguns povoamentos árvores com sintomas de cancro.

Nos povoamentos em geral é habitual encontrar deformações ao nível do tronco, como curvatura basal, bifurcação do tronco, existência de ramos grossos e inclinação do tronco.

Em Portugal o fogo florestal é um significativo agente abiótico. A fisiografia desta região, conjugada

com a estrutura dos povoamentos com elevada densidade no sub-coberto, resulta numa vulnerabilidade destes, existindo anos em que as condições climatéricas intensificam a sua propagação pela área florestal da região.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



I.5.3 Critério 3

I.5.3.1 Considerações gerais

No critério 3 de sustentabilidade – Manutenção e fomento das funções produtivas das florestas (lenhosas e não lenhosas), foram consideradas as listas de indicadores definidas nas conferências interministeriais de Lisboa em 1998 e Viena em 2003. O grupo de peritos seleccionou os indicadores com vista a uma avaliação da produtividade florestal, tendo em conta o balanço anual entre acréscimos em madeira e a respectiva madeira cortada. Para esta avaliação é necessário ter conhecimento dos planos de gestão florestal implementados na região e as condições de acessibilidade das áreas florestais.

I.5.3.2 Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE

Este critério foi um dos que apresentou maior escassez de informação, nomeadamente no volume de madeira cortado. Consequentemente os resultados apresentados não são conclusivos tendo em conta o objectivo de avaliar o desempenho de uma gestão sustentável por diferentes métodos.

Ao nível da zona piloto da Lousã, não foi possível analisar o balanço anual entre acréscimos em volume de madeira e a respectiva madeira cortada, devido a uma falta de informação, relativa à madeira cortada, quer por não existência quer por indisponibilidade desta.

Nesta região a acessibilidade às áreas florestais não é um condicionalismo. Embora seja visível uma condução florestal em alguns povoamentos florestais, não existem planos de gestão florestal cujo formato seja possível analisar sob a óptica de gestão sustentável. Excluem-se as áreas de floresta pública sob gestão da administração local, que sofrem de falta de recursos para o seu cumprimento, e as áreas geridas pelas empresas de celulose, que no seu conjunto abrangem uma pequena área.

Indicador 3.2: Madeira Cortada

Custos

Custo Total

254.37€

Custo por ha

0.04 €

(inclui recolha de dados, respectiva análise e processamento)

Resultados

Tabela 1 – Volume e valor total para 2005

Ano 2005	Volume Total (m³ cc)	Valor Total (€)
Pinheiro bravo	1880	54805
Pinheiro bravo ardido	872	23320
Eucalipto	2054	40985

Fonte: Aflopinhal

Tabela 2 – Volume e valor total por tipo de produto final em 2005

Ano 2005	Serração	Trituração	Serração Valor unitário (€/m³)	Trituração Valor unitário (€/m³)
	Volume Total (m³ cc)	Volume Total (m³ cc)		
Pinheiro bravo	1356	524	32,69	20,00
Pinheiro bravo ardido	565	307	27,69	25,00
Eucalipto		2054		19,95

Fonte: Aflopinhal

Tabela 3 – Volume e valor total de Pinheiro bravo cortado em áreas públicas em 2005

Ano 2005	nr. árvores cortadas	Volume Total (m³ cc)	Valor Total (€)	Volume árvore (m³ cc)
Pinheiro bravo	31119	5900	53500	0,19

Fonte: Nucleo florestal do Centro

Tabela 4 – Volume e valor total de Pinheiro bravo cortado em áreas públicas em 2006

Ano 2006	nr. árvores cortadas	Volume Total (m³ cc)	Valor Total (€)	Volume árvore (m³ cc)
Pinheiro bravo	24630	5530	59550	0,22

Fonte: Nucleo florestal do Centro

Notas

A informação de madeira cortada disponível na região só existe para as principais espécies florestais, pinheiro bravo e eucalipto e apenas foi possível recolher para 2005 e 2006, proveniente de duas fontes, a associação florestal da Lousã – Aflopinhal e a administração florestal – Núcleo Florestal do Centro (DGRF¹).

¹ Direcção Geral de Recursos Florestais

Conclusões

Os dados da tabela 1, mostram os volumes (m³) de madeira de pinheiro bravo e de eucalipto, cortada no ano de 2005, e o seu correspondente valor total, considerando o valor unitário pago aos proprietários florestais. Com os resultados da tabela 2 verifica-se que toda a madeira de eucalipto cortada juntamente com 30% da madeira de pinho vai para trituração. Portanto a grande parte da madeira de pinho vai para serração, incluindo a madeira ardida. Também pela análise da tabela 2 conclui-se que a madeira de pinheiro bravo é mais valiosa que a de eucalipto, muito embora a madeira de pinho ardida apresenta em valor inferior.

Através dos dados fornecidos pela administração local, apresentados nas tabelas 3 e 4, verifica-se que a exploração florestal praticada na floresta pública da Lousã está direccionada para o pinheiro bravo, tendo o volume total cortado em 2005 e 2006 sido semelhante, com uma ligeira descida em 2006.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 3.5: Área florestal sob planos de gestão florestal

Custos

Custo Total

346,64€

Custo por

ha

0.04 €

(inclui reco-

lha de

dados e

respectiva

análise)

Resultados

Tabela 5 – Área pública na Lousã e proporção do tipo de povoamento

Designação	Area (ha)	Povoamento de resinosas	Povoamento de folhosas
Cabeça Gorda*	21,92	28%	0%
COTF*	17,06	71%	6%
Perímetro Florestal de Gois*	130,59	20%	17%
Perímetro Florestal de Lousã*	1516,43	44%	24%
Mata do Braçal*	168,80	77%	1%
Mata do Sobral*	548,40	48%	42%
Casais**	1352,97		
Total	3756,17		

Fonte: *Direcção Geral de recursos Florestais, **Aflopinhal

Notas

Apenas as Matas Nacionais, os baldios e casais da Lousã, e a pequena área de povoamentos geridos pelas empresas de celulose se encontram sob planos de gestão florestal. Recentemente, todo o território nacional se encontra sob um novo processo de estabelecimento de zonas de intervenção florestal (ZIF).

Como plano de gestão florestal isolado apenas foi recolhida informação de um processo de certificação da área denominada “Perímetro Florestal da Lousã”, iniciado pela associação florestal da Lousã – Aflopinhal, juntamente com alguns parceiros.

Conclusões

Aproximadamente 40% da floresta na Lousã é propriedade pública, considerando no seu conjunto as matas nacionais, os baldios e os casais. Embora estando sob planos de gestão, estes nem sempre são cumpridos por falta de recursos. Na tabela 5, verifica-se que a maior área delimitada é o “Perímetro florestal da Lousã” e que a floresta pública é composta na sua maioria por povoamentos de resinosas.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 3.6 e 3.7: Acessibilidade e Explorabilidade

Custos

Custo Total

Acessibilidade

631,65€

Custo por ha

0.07 €

Custo Total

Explorabilidade

2 483,49€

Custo por ha

0.29 €

(inclui aquisição de dados e respectivo processamento)

Resultados

Tabela 6 – Acessibilidade

Tipo estrada	Acessibilidade	Comprimento total (km)	Percentagem (%)	Densidade (m ha ⁻¹)
Estradas públicas	Estradas nacionais	29,5	4%	3,7
	Estradas municipais	68,7	9%	8,7
	Veredas	74,0	10%	9,4
Estradas florestais	Estradas florestais	561,2	74%	71,3
Outras	Aceiros	14,8	2%	1,9
	Caminho-ferro	7,1	1%	0,9
TOTAL		755,3	100%	95,9

Tabela 7 – Explorabilidade

Tipo	Classe	Distância (m)	Declive (%)	Area (ha)
acessíveis	1	0-200		7683,3
	2	200-1000	<60	78,1
inacessíveis	3	200-1000	>60	87,6

Notas

Estes indicadores são descritos em simultâneo, pois ambos foram processados com informação adquirida, de altimetria (2000) e rede de estradas e caminhos (2005), sendo que esta última não diferencia os caminhos florestais permanentes dos temporários. Esta informação geográfica foi sobreposta à informação mais actual disponível sobre o tipo de ocupação do solo (1995).

Conclusões

Por análise da tabela 6 verifica-se a existência de uma densidade viária que ultrapassa os 95 m por ha. De acordo com o Planeamento Regional de Ordenamento florestal (PROF) do Pinhal Interior Norte (PIN), a Lousã é das áreas com maior densidade viária da região. Mesmo em locais com declives acentuados, como se observa na tabela 7, a rede viária dispersa, permite a existência de exploração florestal apesar dos seus condicionalismos.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



I.5.4 Critério 4

I.5.4.1 Considerações gerais

Os indicadores do critério 4 – Manutenção conservação e fomento apropriado da diversidade biológica nos ecossistemas florestais, foram seleccionados pelo grupo de peritos a partir da lista de indicadores da conferência interministerial de Viena em 2003. Nesta região foram ainda considerados indicadores que funcionaram como verificadores.

I.5.4.2 Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE

Indicador 4.1: Composição florestal

Custos

Custo Total

755.68 €

Custo por ha

0.09 €

(inclui aquisição da ocupação do solo e processamento da informação)

Resultados

Tabela 1– Composição florestal

Classificação EUNIS	Classificação IFN	Composição	AREA (ha)	%
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO	Puro	2490,04	31,6%
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBEC	Misto com eucalipto	2455,71	31,2%
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)	PBFD	Misto com folhosas diversas	657,62	8,4%
Total Pinheiro			5603,37	71,2%
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO	Puro	1627,24	20,7%
Total Eucalipto			1627,24	20,7%
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	Puro	107,99	1,4%
	FDFD	Misto	306,38	3,9%
Total Folhosas			414,36	5,3%
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO	Puro	224,02	2,8%
Total Resinosas			224,02	2,8%
Total			7869,00	100%

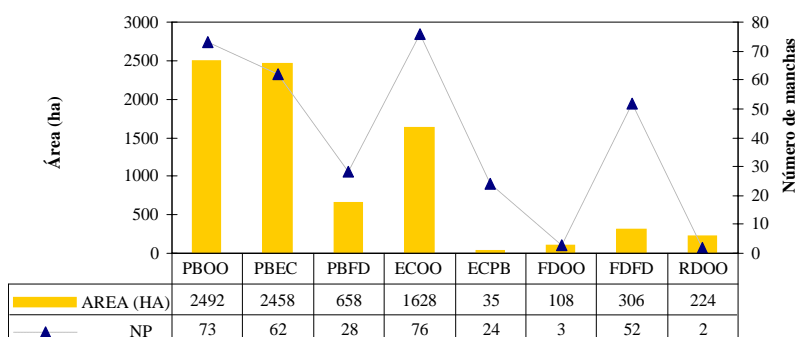


Figura 1 – Área total e número de manchas por tipo de povoamento

Notas

O estrato arbóreo é composto na sua maioria por *Pinus pinaster* puro ou *Pinus pinaster* dominante com *Eucalyptus globulus* ou folhosas diversas (5603.37 ha).

A segunda espécie mais importante é o *Eucalyptus globulus* com uma área de 1627.24 ha.

Os povoamentos mistos de folhosas diversas apresentam uma área de 306.38 ha. Esta área encontra-se distribuída por um grande número de manchas (52 polígonos) de área muito reduzida.

Problemas e Melhorias

Dada a dispersão e a dimensão (pequena) das manchas de folhosas autóctones, é difícil avaliar com maior precisão as características desses povoamentos, já que o número de parcelas amostradas neste tipo de povoamentos é mais reduzida.

Conclusões

As manchas de folhosas são aquelas que apresentam uma maior biodiversidade e têm maior interesse do ponto de vista da conservação. Contudo, a floresta na zona piloto é essencialmente de produção.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 4.2: Áreas de Regeneração

Custos

Custo Total

755.68 €

Custo por ha

0.09 €

(inclui aquisição da ocupação do solo e processamento da informação)

Resultados

Tabela 1– Área de regeneração para diferentes classificações

Classificação EUNIS	Classificação IFN	Composição	ÁREA (ha)	
			Regular	Irregular
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO	Puro	2490,04	
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBEC	Misto com eucalipto		2455,71
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)	PBFD	Misto com folhosas diversas		657,62
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO	Puro	1627,24	
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	Puro	107,99	
	FDFD	Misto		306,38
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO	Puro	224,02	
Total (%)			56,54%	43,46%

Notas

As áreas de povoamentos puros têm origem em plantações ou sementeiras, são portanto povoamentos regulares, enquanto que os povoamentos mistos apresentam estrutura irregular.

Problemas e Melhorias

Nalguns casos, um certo abandono dos povoamentos florestais tem provocado a origem de povoamentos irregulares, devido à regeneração natural de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus*. Verifica-se ainda, com maior frequência, uma elevada regeneração natural nos povoamentos de folhosas autóctones.

Conclusões

A área em estudo foi regenerada artificialmente (plantação e sementeira), dando inicialmente prioridade ao pinheiro bravo para produção lenhosa, notando-se mais recentemente um acréscimo notável de *Eucalyptus globulus* que acompanhou o crescimento das celulosas. É evidente que a regeneração natural das folhosas autóctones foi particularmente observada no perímetro florestal (área pública).

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Indicador 4.3 : Áreas naturais e semi-naturais

Custos

Custo Total

755.68 €

Custo por ha

0.09 €

(inclui aquisição da ocupação do solo e processamento da informação)

Resultados

Tabela 1– Áreas naturais e semi-naturais para diferentes classificações

		AREA (ha)	
Classificação EUNIS	Classificação IFN	sem distúrbios	semi-natural plantações
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO	2490,04	
	PBEC		
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBFD	2455,71	
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)		657,62	
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO	1627,24	
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	107,99	
	FDFD	306,38	
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO	224,02	
Total (%)		0,00	35,86 64,14

Notas

O tipo de floresta G1 e G3.71 correspondem a uma distribuição natural próxima desta área ou mesmo dentro da área estudo. Em contrapartida, as plantações de resinosas diversas (G4.F) e as plantações de *Eucalyptus globulus* (G2.81) são áreas onde foram introduzidas espécies exóticas, ocupando actualmente uma área significativa (4082.95 ha).

Problemas e Melhorias

Actualmente nota-se regeneração das folhosas autóctones em povoamentos de folhosas ou resinosas. Dada a pequena dimensão destas árvores, estas não são ainda medidas ou consideradas dentro dos métodos tradicionais de medição do inventário florestal.

Conclusões

A partir da tabela, verifica-se que a maior parte da superfície florestal foi regenerada por plantação, tendo as áreas semi-naturais uma distribuição ainda muito reduzida.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Indicador 4.4 : Espécies florestais introduzidas

Custos

Custo Total
755.68 €

Custo por ha
0.09 €

(inclui aquisição da ocupação do solo e processamento da informação)

Resultados

Tabela 1– Área de espécies introduzidas para diferentes classificações

Classificação EUNIS	Classificação IFN	AREA (ha)	
		dominado	dominante
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO		2490,04
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBEC		2455,71
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)	PBFD		657,62
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO		1627,24
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	107,99	
	FDFD	306,38	
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO		224,02
Total (%)		5,27	94,73

Notas

A maior parte da área em estudo é constituída por espécies introduzidas (95%). No caso do *Pinus pinaster*, é uma espécie que naturalmente tem uma distribuição próxima desta e que se tem adaptado bem às condições ambientais. O *Pinus pinaster* foi introduzido já há muito tempo e apresenta uma excelente regeneração natural. Portanto, tem-se considerado usualmente como uma espécie de distribuição natural, existindo comumente a dúvida, se esta espécie deve ser ou não, considerada com uma espécie autóctone na região.

Conclusões

Os povoamentos de *Eucalyptus globulus* estão distribuídos exclusivamente na propriedade privada e nas cotas baixas, sendo nas cotas mais altas substituído por plantações de *Pinus pinaster* (G3.71) ou de resinosas diversas (G4.F). As folhosas diversas (G1) foram detectadas essencialmente nos perímetros florestais (área pública), cujas plantações datam de mais de 50 anos e que na actualidade apresentam regeneração natural constituindo povoamentos irregulares.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Indicador 4.5 : Madeira Morta

Custos

Custo

Total

2 990.25

€

Custo por

ha

0.35 €

(inclui
recolha
de dados
de inven-
tário e
respectivo
processa-
mento)

Resultados

Tabela 1– Resultados médios da madeira morta no solo (*logs*)

Eunis classification	Logs	Classes de decomposição				
		1	2	3	4	5
Plantações de Eucalipto (G2.81)	n.º logs		1	15	4	
	diâmetro (cm)		8.3	8.4	6.0	
	volume (m³ ha⁻¹)		0.9	2.5	1.1	
Plantações mistas (G4.F)	n.º logs	2	5	33	1	
	diâmetro (cm)	11.8	7.0	7.0	11.6	
	volume (m³ ha⁻¹)	1.8	0.8	4.4	1.7	
Povoamento de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	n.º logs	13	8	8	5	22
	diâmetro (cm)	16.0	23.6	11.3	10.8	15.7
	volume (m³ ha⁻¹)	12.0	64.2	2.1	3.6	74.6
Povoamentos mistos (G4)	n.º logs	5	1	1	2	1
	diâmetro (cm)	7.8	10.2	13.7	11.4	7.1
	volume (m³ ha⁻¹)	2.8	1.3	2.3	3.5	0.6
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	n.º logs	4	19	6	1	4
	diâmetro (cm)	32.1	15.0	10.5	7.3	7.9
	volume (m³ ha⁻¹)	54.5	12.8	4.9	0.7	0.8

Tabela 2- Resultados médios da madeira morta em pé (*snags*)

Eunis classification	snags	Classes de decomposição				
		1	2	3	4	5
Plantações de Eucalipto (G2.81)	n.º snags	20		1		
	diâmetro (cm)	6.3		5.2		
	altura (m)	10.1		10.2		
	volume (m³ ha⁻¹)	3.4		0.2		
Plantações mistas (G4.F)	n.º snags	20	2			
	diâmetro (cm)	11.9	13.3			
	altura (m)	11.3	9.2			
	volume (m³ ha⁻¹)	3.2	1.7			
Povoamento de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	n.º snags	49	12	2		4
	diâmetro (cm)	13.9	11.5	13.0		13.3
	altura (m)	10.8	7.8	10.3		2.4
	volume (m³ ha⁻¹)	8.1	5.5	1.4		2.1
Povoamentos mistos (G 4)	n.º snags	3	5	2		
	diâmetro (cm)	14.8	8.0	10.4		
	altura (m)	10.1	10.0	9.0		
	volume (m³ ha⁻¹)	2.5	1.3	1.0		
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	n.º snags	33	4			
	diâmetro (cm)	18.5	20.6			
	altura (m)	10.0	7.2			
	volume (m³ ha⁻¹)	9.5	4.1			

Notas

Existe um número bastante significativo de árvores mortas de *Pinus pinaster* de pequena ou média dimensão. Em contrapartida no caso das folhosas diversas encontramos um número significativo de árvores com diâmetro superior a 30 cm e também árvores de pequena dimensão. Estes dois tipos de floresta são de maior relevância no que diz respeito à madeira morta.

As classes de decomposição 1 e 2 são as classes mais importantes nas folhosas diversas apresentando o número mais elevado de *snags* e *logs*. Na espécie *Pinus pinaster* as cinco classes apresentam um número de *snags* e *logs* muito elevado, sendo significativo o elevado número de indivíduos na classe de decomposição 5.

Problemas e Melhorias

É importante decidir qual o diâmetro mínimo de amostragem dos *logs*. Neste caso foi utilizado o diâmetro mínimo de 50 mm nos povoamentos de eucalipto e de 75 mm nos outros povoamentos. Pode haver subjectividade na escolha das classes de decomposição, principalmente nas classes centrais (2, 3 e 4).

Conclusões

As folhosas diversas, consoante os critérios que se têm discutido como indicadores de biodiversidade, têm um valor mais significativo consequência da dimensão destas árvores. Sob o ponto de vista do número de árvores mortas é a *Pinus pinaster* que tem um maior contributo.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Indicador 4.7 : Valor paisagístico da floresta

Custos

Custo Total

928.41€

Custo por ha

0.11 €

(inclui aquisição da ocupação do solo e processamento da informação)

Resultados

Tabela 1 – Resultados ao nível da paisagem

Tipo de povoamento		Area (ha)	Area_MN (ha)	Area_AM (ha)	Area_MD (ha)	Area_SD (ha)
IFN	EUNiS					
PB00	G 3.71	2490	34.11	394.82	5.51	110.92
PBEC	G 4.F	2456	40.93	350.61	6.57	112.58
PBFD	G 4	658	25.29	149.59	4.22	56.07
EC00	G 2.81	1627	21.41	175.69	2.21	57.47
FD00	G 1.7 d9	108	36	51.5	34.95	23.62
FDFD	G 1	306	2.89	20.63	2.31	9.32
RD00	G 3	224	112.01	170.21	112.01	80.74

Tipo de povoamento		FRACTAL	TCA	NDCA	ENN_MN	ENN_SD
IFN	EUNiS					
PB00	G 3.71	1.12	2372	81	220	265
PBEC	G 4.F	1.13	2334	77	220	347
PBFD	G 4	1.16	619	29	453	309
EC00	G 2.81	1.09	1544	85	326	357
FD00	G 1.7 d9	1.16	99	3	971	1079
FDFD	G 1	1.17	256	73	173	199
RD00	G 3	1.14	217	2	417	0

PB00 - Pinheiro bravo puro; PBEC - Pinheiro bravo dominante com eucalipto dominado; PBFD - Pinheiro bravo dominante com outras espécies; RD00 - Resinosas diversas; EC00 - Eucalipto puro; FD00 - Puro de Folhosas; FDFD - Folhosas diversas

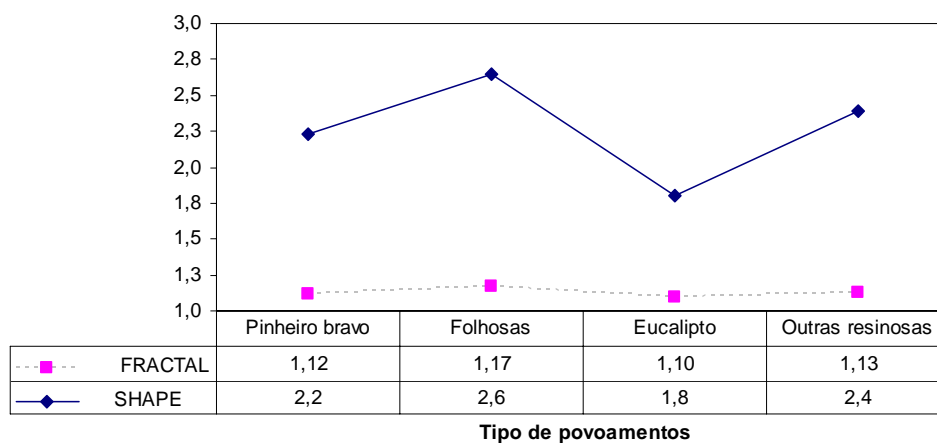


Figura 1 – Complexidade (fractal) e forma (shape) das manchas

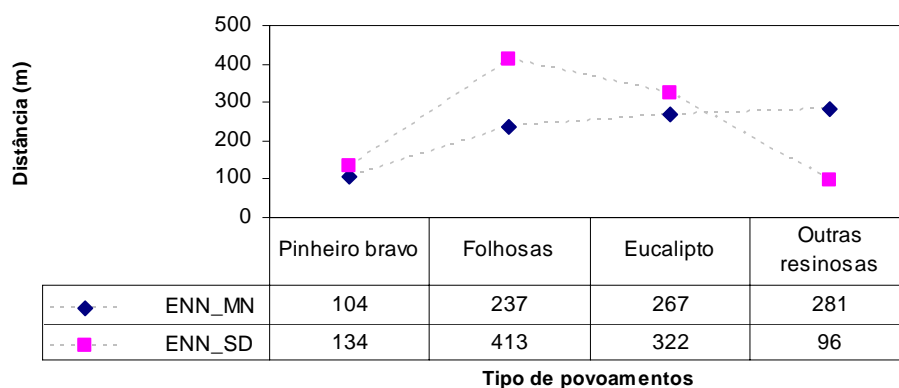


Figura 2 - Distância média ao vizinho mais próximo

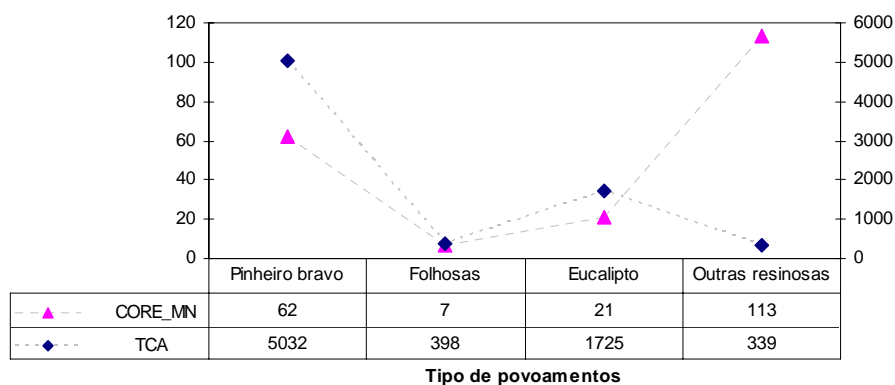


Figura 3 - Área de interior total (TCA) e área média das manchas com área de interior

Notas

A zona piloto é essencialmente constituída por áreas com pinheiro bravo puro ou misto e por eucalipto, enquanto que a área de folhosas diversas autóctones é muito pequena. Ambas as espécies apresentam uma grande dispersão na área das manchas sendo contudo as áreas de eucalipto de menor dimensão. De facto, o desvio padrão é superior à área média em ambos os casos. Nos outros estratos a dispersão de valores de área média é menor. Saliente-se ainda o grande número de manchas de pequena dimensão nas folhosas diversas denunciando a sua elevada fragmentação.

A dimensão fractal pode relacionar-se com o grau de intervenção humana. Quanto maior a dimensão fractal, mais complexo é o limite da mancha associada e menor o grau de influência antrópica. Limites complexos estão associados neste tipo de paisagem a manchas originadas por regeneração natural. Assim, são os povoamentos puros de folhosas e os mistos de folhosas que apresentam menor intervenção humana e maior complexidade no limite das suas manchas. Por outro lado, são os povoamentos de eucalipto que, por terem maior intervenção humana, apresentam formas menos complexas.

A distância ao vizinho mais próximo varia entre os 970 e os 220 nos diversos estratos. Os estratos menos representados são os que se encontram mais afastados uns dos outros. Note-se no entanto que no caso do estrato G1, as manchas são muitas e pequenas, mas localizam-se todas na proximidade das linhas de água, o que explica a menor distância entre elas.

A extensão de habitats de interior (core area), outra medida de fragmentação dos habitats, mostra que as folhosas (G1) são muito fragmentadas. Em oposição, os povoamentos de pinheiro bravo e eucalipto, ocupam manchas de grande dimensão com grande percentagem de áreas de interior, frequentemente contínuas ou com pequena distância entre elas, o que denuncia a vulnerabilidade ao risco de incêndio que estas paisagens apresentam.

Problemas e Melhorias

A Classificação da EUNIS, por agregar os estratos, não permite uma análise mais cuidada das métricas da paisagem, nos estratos de folhosas diversas com maior biodiversidade. Deveria trabalhar-se com um nível mais elevado de desagregação.

Conclusões

A zona piloto apresenta características comuns às paisagens da região centro do país, com extensas áreas ocupadas com pinheiro bravo e eucalipto e pequenas manchas residuais, muito fragmentadas de folhosas autóctones, espécies estratégicas sobre o ponto de vista da biodiversidade.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 4.10A : Diversidade de plantas vasculares

Custos

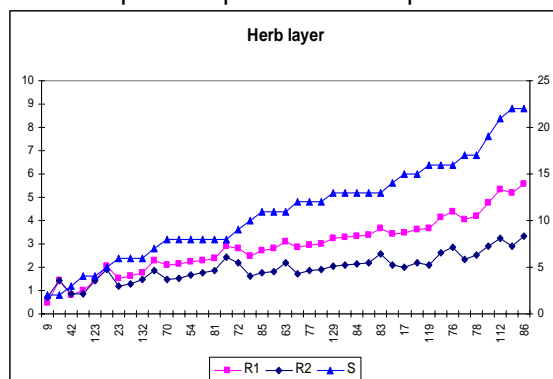
Custo
Total
3 371.17€

Custo por
parcela
67.42€

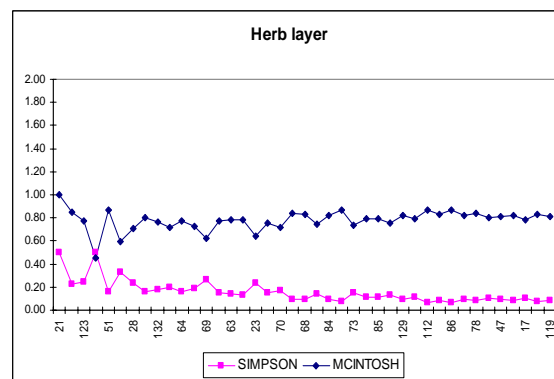
(inclui 2
inventários
de plantas
vasculares
em perío-
dos dife-
rentes e
respectiva
análise)

Resultados

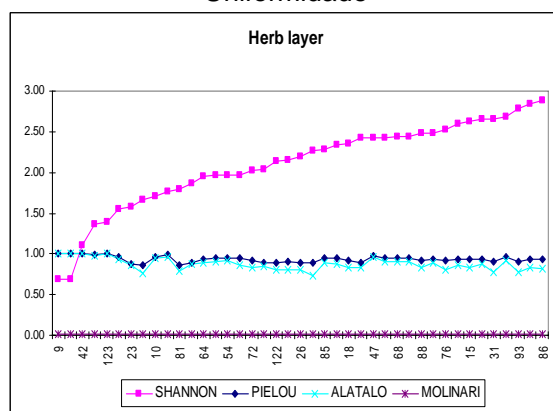
Riqueza específica das espécies



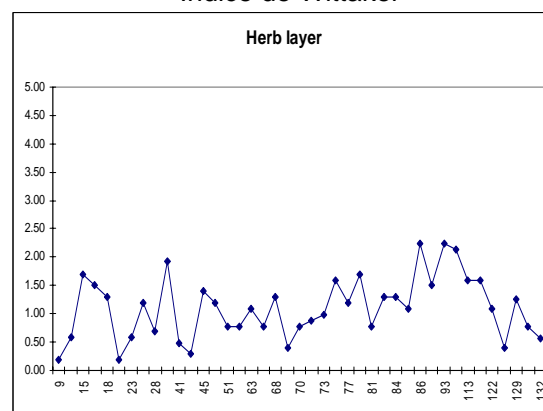
Abundância



Uniformidade



Índice de Wittaker



Notas

Na zona piloto – Lousã - foram identificadas 180 espécies diferentes de plantas vasculares. Na análise de dados foram considerados os seguintes índice de biodiversidade:

- Biodiversidade Alfa (Número de espécies (S), Margalef (R1), Menhinick (R2), Simpson (S), Macintosh (D), Hill (N1)).

Geralmente, os valores mais altos de riqueza específica no estrato herbáceo são encontrados em povoamentos abertos, jovens ou adultos. Por oposição nos povoamentos mais fechados, geralmente adultos ou de meia-idade, observam-se valores baixos de riqueza específica. Valores elevados de abundância observam-se em povoamentos puros. Contudo, os povoamentos adultos mistos de folhosas ou coníferas revelaram maior diversidade nestes índices, por oposição aos povoamentos puros e jovens, que mostraram os valores mais baixos.

- Uniformidade (Shannon-Wiener (H'), Pielou (J'), N2, Hill (E4), Alatalo (F), Molinari (G))

Em relação aos índices de uniformidade foram encontrados valores excepcionais de dominância no estrato herbáceo com escassas excepções.

- Biodiversidade Beta (Whittaker, (Bw))

No estrato herbáceo, os valores mais baixos do índice de Whittaker foram encontrados em povoamentos muito densos.

Problemas e Melhoria

A amostragem deve ser realizada em duas épocas distintas (Primavera e Outono), para se colectar um conjunto maior de espécies próprias destas estações do ano.

Conclusões

Os índices alfa mostraram valores de biodiversidade mais elevados em povoamentos abertos (jovens ou adultos). Uma maior abundância de espécies e indivíduos por espécie foi observada nos povoamentos mistos de folhosas.

Em geral verificou-se dominância de algumas espécies dentro do estrato herbáceo.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 4.10B1: Diversidade de Carabídeos

Custos

Custo Total

12 500.00€

Custo por ponto de amostragem em cada

84 €

(inclui censo de carabídeos em 2 períodos de amostragem e respectiva análise)

Resultados

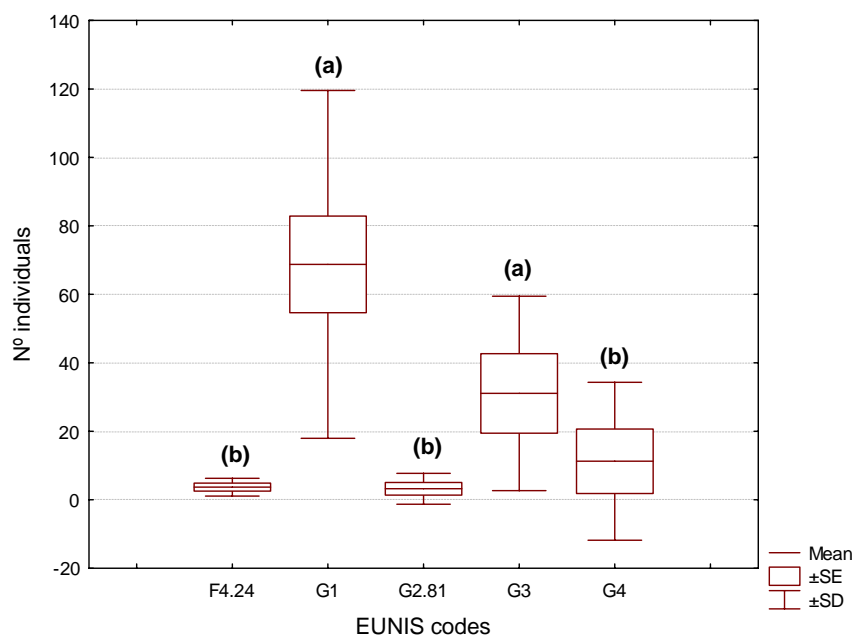


Figura 1 – Abundância de carabídeos por tipo de povoamento. (a) e (b) indica diferentes grupos após aplicar teste Newman-Keuls.

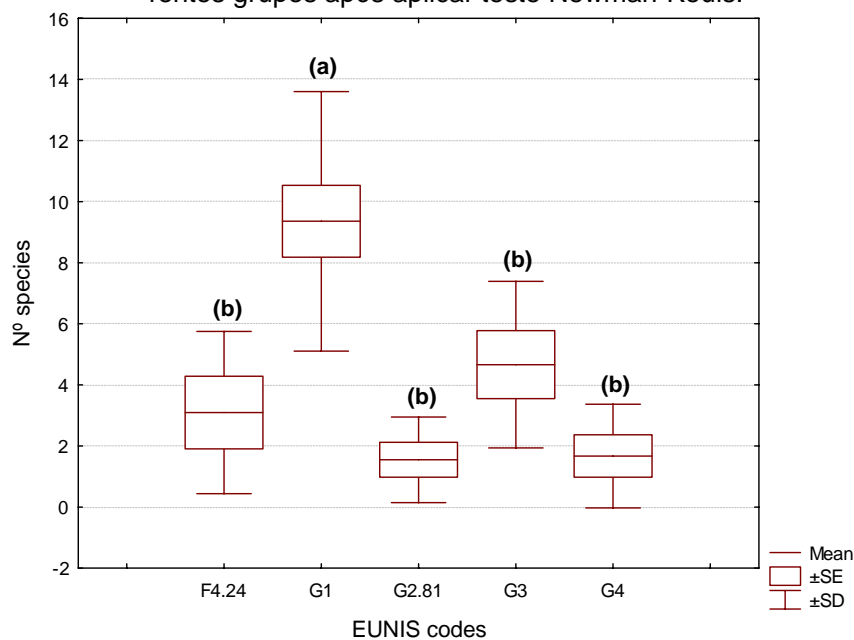


Figura 2 – Riqueza de espécies de carabídeos (S) por tipo de povoamento. (a) e (b) indica diferentes grupos após aplicar teste Newman-Keuls.

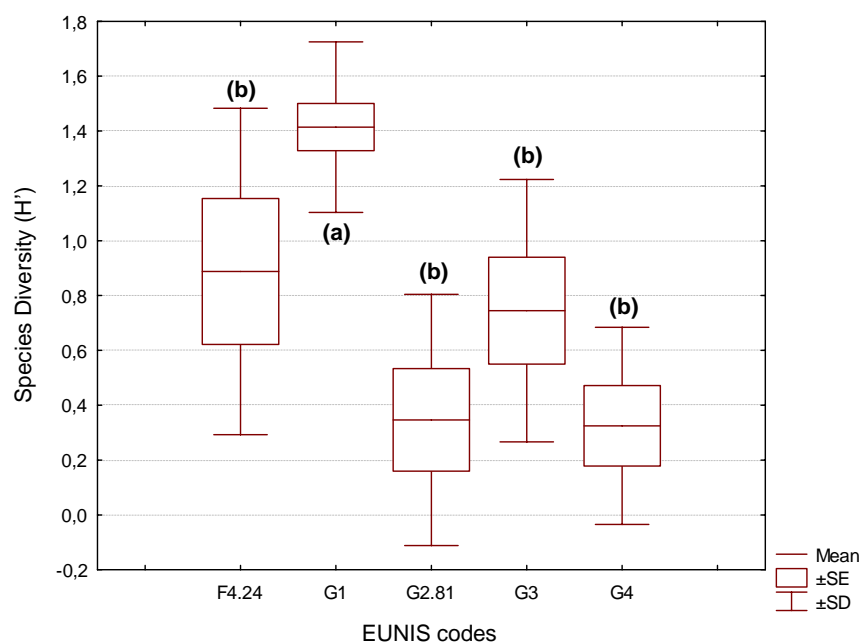


Figura 3 – Diversidade de espécies de carabídeos (Shannon-Wiener index) por tipo de povoamento. (a) e (b) indica diferentes grupos após aplicar teste Newman-Keuls.

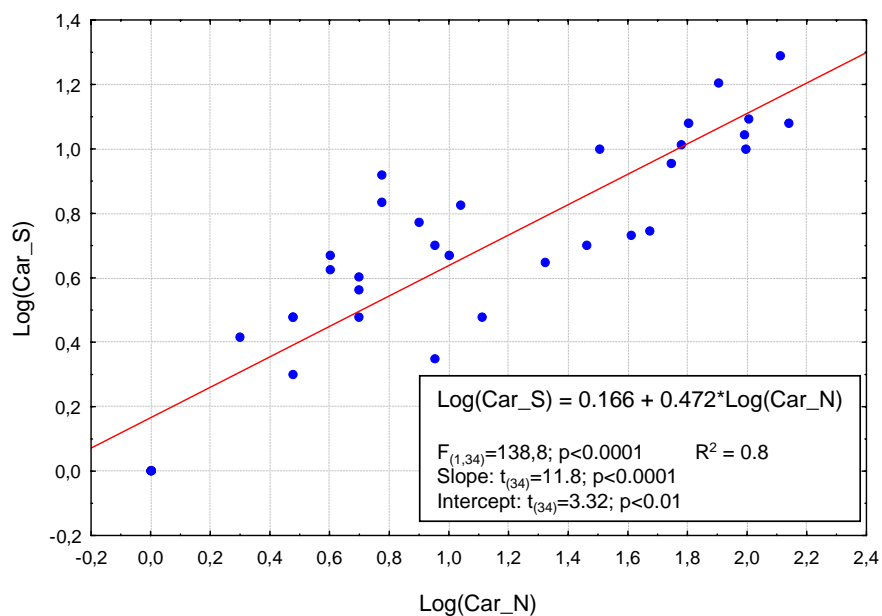


Figura 3 – Relação entre abundância (Car_N) e riqueza de espécies (Car_S) de carabídeos.

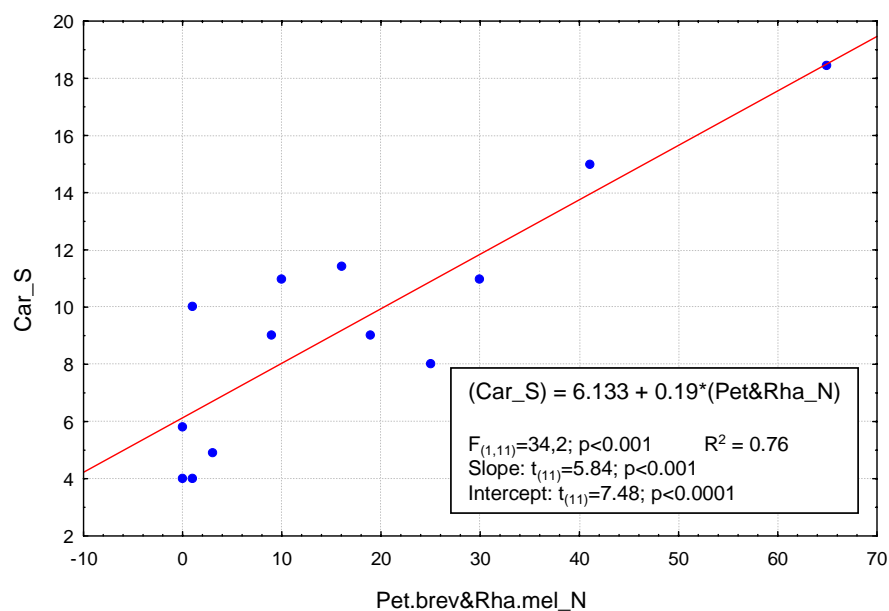


Figura 4 – Relação entre a abundância de *Petrophylus brevipennis* e *Rhabdocarabus melancolicus* com riqueza de espécies de carábídeos para povoamentos de folhosas (G1).

Notas

Nas armadilhas colocadas dentro das parcelas de inventário, foi recolhido um total de 31029 indivíduos, dos quais 6269 foram separados em 45 famílias diferentes de coleópteros. Um total de 1072 indivíduos foram identificados por 33 espécies de carábídeos.

Problemas e Melhorias

Devido a diferentes imprevistos (e.g., actividade animal, incêndio florestais), perdeu-se 13.8% das armadilhas colocadas no campo. Este problema pode ser ultrapassado pela colocação de um número superior de armadilhas por local/parcela (e.g., 2 ou 3 mais).

Conclusões

Apesar da variabilidade dentro de cada tipo de povoamento, a abundância de carabídeos é significativamente mais elevada nos povoamentos de folhosas (G1) e de resinosas (*Pinus pinaster*) (G3), como apresenta o gráfico da figura 1. Por oposição, as áreas de matos (F4.24) e plantações de eucalipto (G2.81) apresentam valores de abundância muito baixos. Embora os povoamentos mistos (G4) apresentem valores médios de abundância de carabídeos superiores aos dois tipos anteriores, não se encontram diferenças significativas devido à variabilidade elevada intra tratamentos.

Os valores relativos à riqueza de espécies observados na figura 2, seguem um padrão similar nos diversos tipos de povoamentos. Novamente devido a uma elevada variabilidade dentro de cada povoamento, apenas os povoamentos de folhosas (G1) se separam claramente dos restantes. A mesma resposta se observa nos valores para a diversidade de espécies na figura 3.

As correlações entre riqueza de espécies de carabídeos e outras medidas foram calculadas considerando as espécies mais abundantes e dispersas. De todas, a abundância de carabídeos apresentou uma maior correlação positiva, quando se considerou todos os povoamentos amostrados, como se observa na figura 4. Quando se analisou, na figura 5, apenas os povoamentos de folhosas (G1), a abundância conjunta das duas espécies indicadoras mais abundantes (*Petrophylus brevipennis* e *Rhabdocarabus melancolicus*) apresenta uma forte correlação com a riqueza de espécies de carabídeos neste tipo de povoamento.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Indicador 4.10B2 : Diversidade de Aracnídeos

Custos

CustoTotal

12 500 €

Custo por
ponto de
amostragem
em cada

84 €

(inclui reco-
lha no cam-
po de espé-
cies de
aracnídeos,
identificação
e respectiva
análise)

Resultados

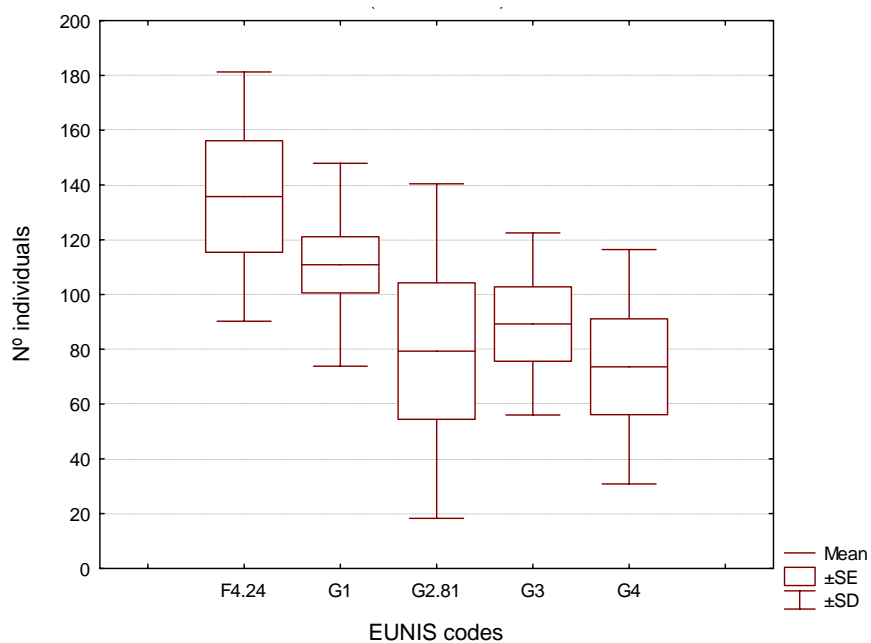


Figura 5 – Abundância de aracnídeos por tipo de povoamento.

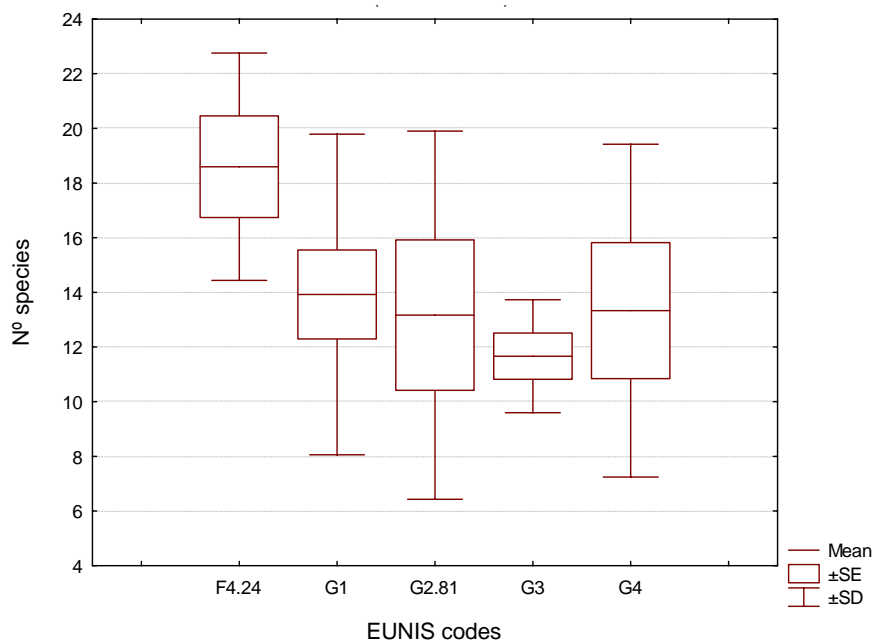


Figura 6 – Riqueza de espécies (S) de aracnídeos por tipo de povoamento.

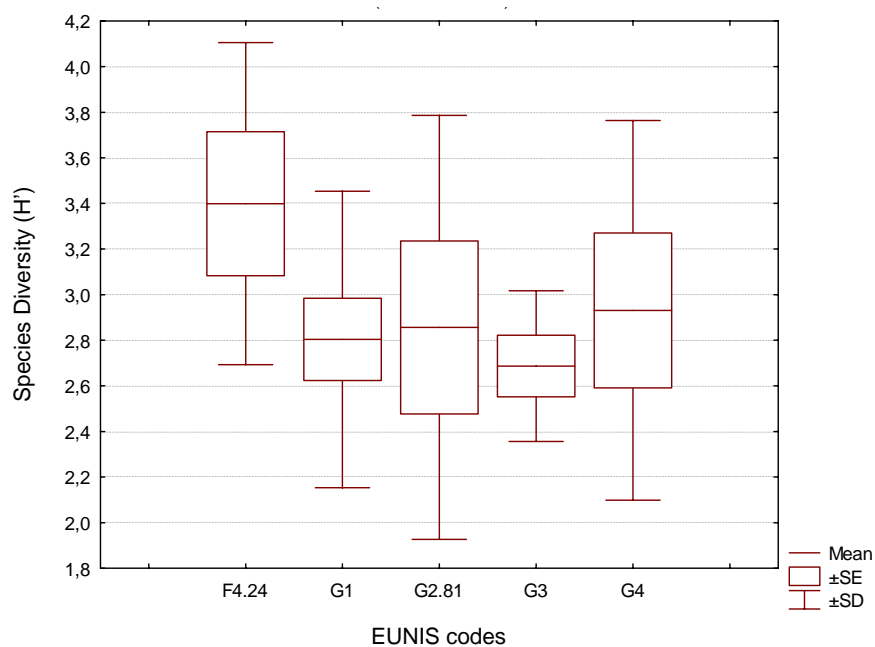


Figura 7 – Diversidade de espécies (Shannon-Wiener index) de aracnídeos por tipo de povoamento.

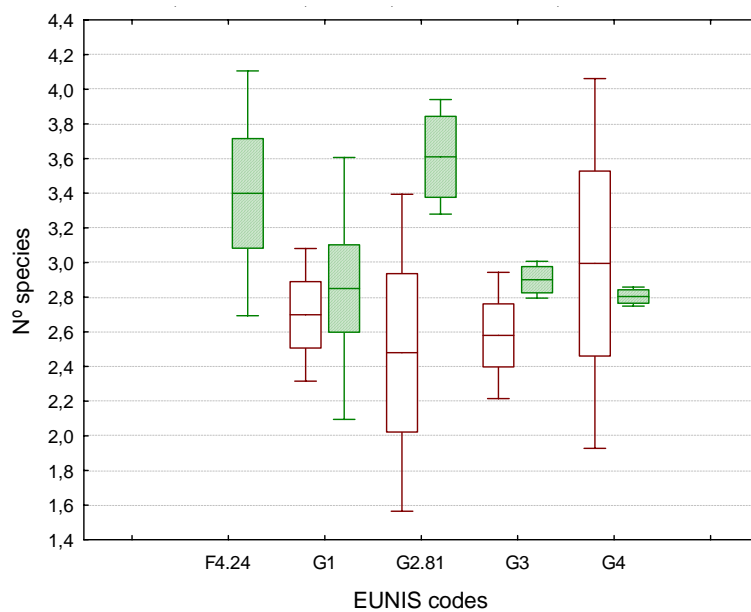


Figura 8 – Riqueza de espécies (S) de aracnídeos por tipo de povoamento, de acordo com a complexidade do sub-coberto. Baixa complexidade (barras brancas); elevada complexidade (barras sombreadas).

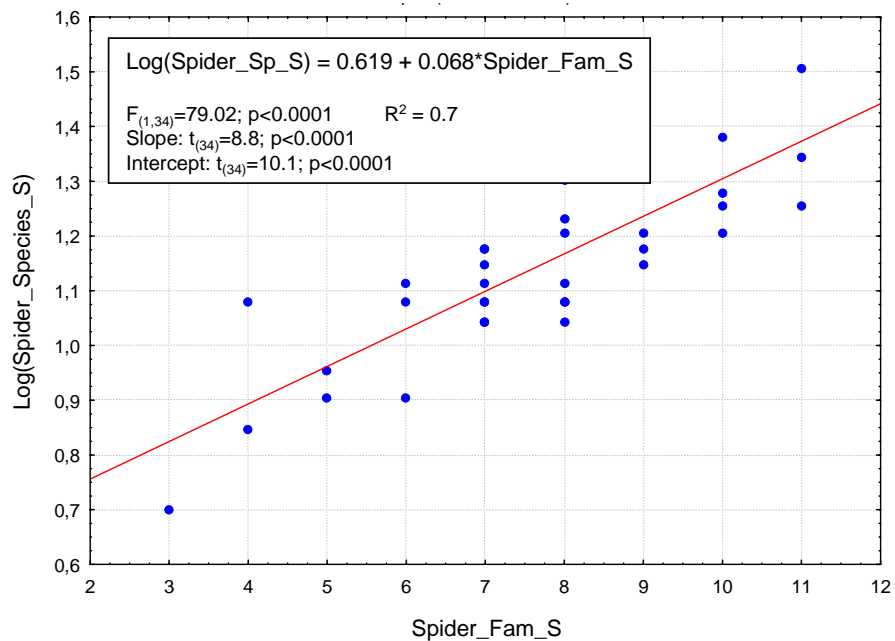


Figura 9 – Relação entre riqueza de famílias de aracnídeos e riqueza de espécies.

Notas

A fauna no solo foi amostrada através da colocação de 4 armadilhas (*pitfalls*) por parcela, cujas colheitas foram retiradas 4 vezes durante os meses de Maio, Junho, Julho e Setembro de 2005. As armadilhas foram mantidas no campo por um período de 3 semanas. De um total de 31029 indivíduos colhidos, 3803 foram separados em 23 famílias e identificados 129 espécies de aracnídeos.

Problemas e Melhorias

Devido a diferentes imprevistos (e.g., actividade animal, incêndio florestais), perdeu-se 13.8% das armadilhas colocadas no campo. Este problema pode ser ultrapassado pela colocação de um número superior de armadilhas por local/parcela (e.g., 2 ou 3 mais).

Conclusões

Com base nos dados recolhidos, foram calculados para cada tipo de povoamento amostrado diversos índices de biodiversidade: abundância (Figura 1), riqueza de espécies (S) (Figura 2) e diversidade de espécies (Shannon-Wiener H') (Figura 3).

Os 3 índices apresentam uma elevada variabilidade dentro de cada tipo de povoamento, o que origina uma ausência de diferenças relevantes entre diversos povoamentos. Apesar da grande variação, foi possível observar a elevada abundância, riqueza e diversidade de espécies nas áreas de matos (F4.24) quando comparados com as áreas de floresta.

A informação coligida neste indicador foi comparada com os restantes grupos indicadores, com a finalidade de verificar se os aracnídeos podem ser relevantes como indicadores em futuros programas. A correlação de coeficientes de Pearson entre descritores de biodiversidade e outros grupos de indicadores não apresentou uma relação significativa.

Sendo a riqueza de espécies de aracnídeos um indicador potencial para incorporar num conjunto de ferramentas para avaliação e monitorização, seria interessantes verificar se outra medida de abundância/diversidade (*sensu lato*) poderia ser utilizada como indicador substituto. Neste contexto foi encontrada uma correlação elevada entre valores de riqueza de espécies ao nível da família ($r = 0.83$; $p < 0.0001$),, indicando que a quantificação da diversidade taxonómica ao nível da família pode ser um importante substituto para a riqueza de espécies. (ver Figura 5).

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 4.10C. : Diversidade de Aves

Custos

CustoTotal

12 500 €

Custo por ponto de amostragem em cada

90 €

(inclui recolha no campo de espécies de aracnídeos, identificação e respectiva análise)

Resultados

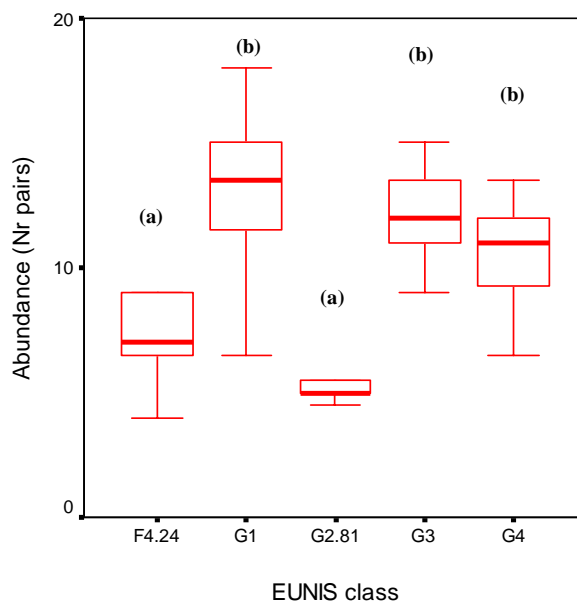


Figura 1 – Abundância de pássaros por tipo de povoamento. (a) e (b) indica diferentes grupos após aplicar teste Newman-Keuls.

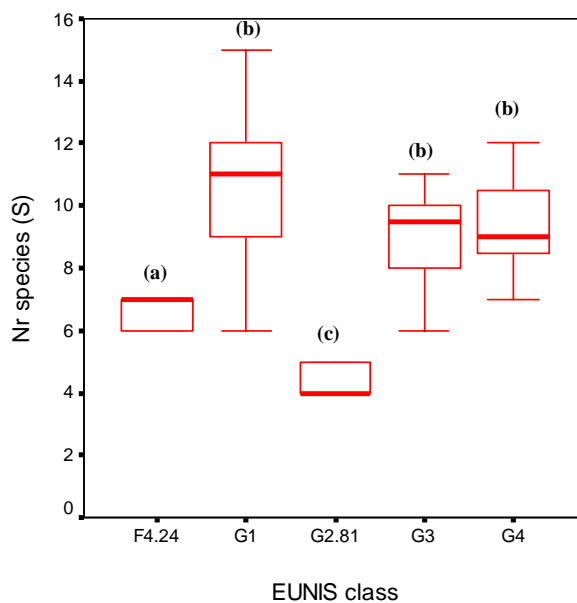


Figura 2 – Riqueza de espécies (S) de pássaros por tipo de povoamento. (a), (b) e (c) indica diferentes grupos após aplicar teste Newman-Keuls.

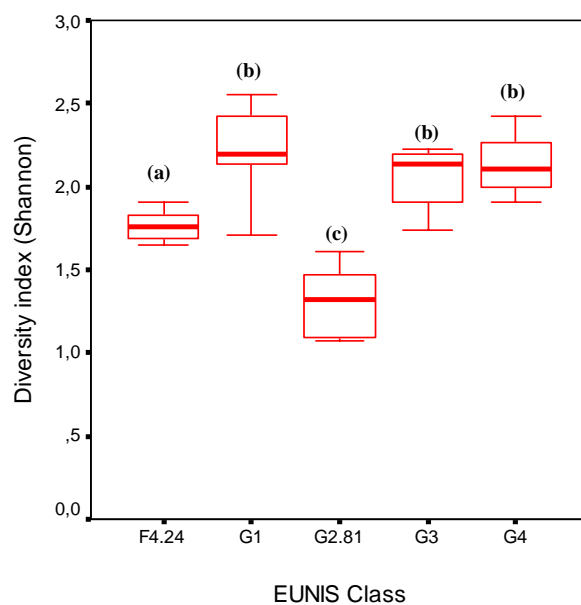


Figura 3 – Diversidade de espécies (Shannon-Wiener index) de pássaros por tipo de povoamento. (a) e (b) indica grupos diferentes após aplicar teste.

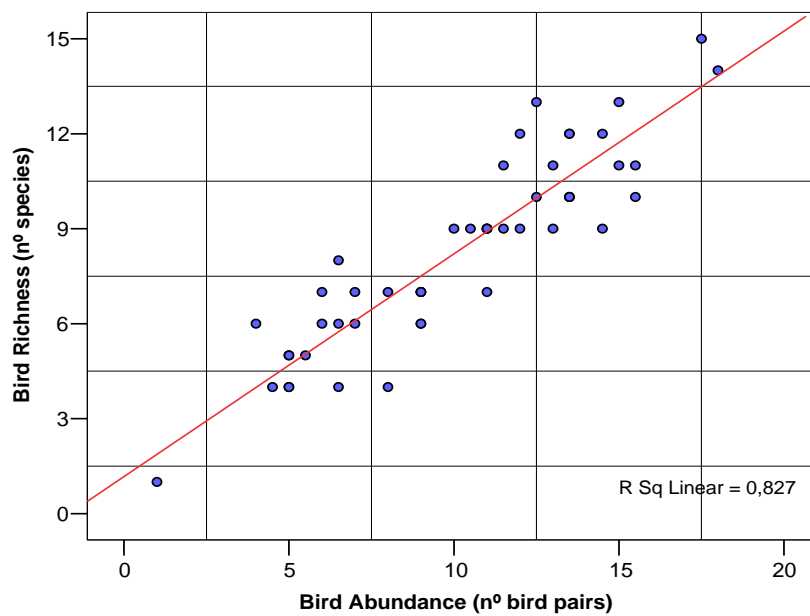


Figura 4 –Relação entre riqueza de espécies de pássaros e abundância total de pássaros.

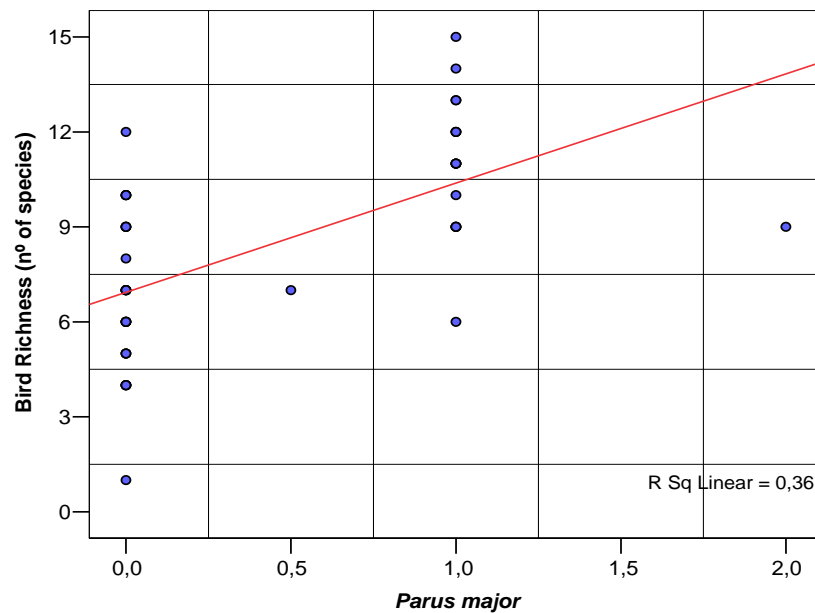


Figura 5 – Relação entre *Parus major* abundância (número de pares) e riqueza de espécies de pássaros.

Notas

Durante a amostragem por contagem no local/parcela foram registadas 43 espécies de pássaros, mas apenas 34 espécies foram consideradas para análise. Carriça (*Troglodytes troglodytes*), Pisco-de-peito-ruivo (*Erithacus rubecula*), e Toutinegra-de-barrete-preto (*Sylvia atricapilla*), foram as espécies mais frequentes ocorrendo na proporção de 82%, 78% e 65%, respectivamente.

Problemas e Melhorias

O principal factor que influencia a riqueza e diversidade de espécies é o tipo de povoamento, mais do que a configuração do habitat (e.g., estrutura do povoamento, complexidade do sub-coberto).

Conclusões

Apesar da elevada variabilidade dentro de cada tipo de povoamento, é possível isolar diferenças no padrão de variação de um dado descritor. Por exemplo, abundância de pássaros é significativamente menos elevada nas plantações de eucalipto (G2.81) do que nos outros povoamentos, como apresenta a Figura 1. A riqueza e diversidade de pássaros variam de forma similar, mas apresentam valores mais baixos nas plantações de eucalipto, quando comparado com outros povoamentos, incluindo matos (F4.24), como se observa nas figuras 2 e 3.

A riqueza de espécies de pássaros está fortemente correlacionada com a abundância total de espécies de acordo com a Figura 4. Na figura 5 observa-se a correlação evidente entre a espécie de pássaros e a total abundância de pássaros, que revelam a possível utilização como indicador substituto.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



I.5.5 Critério 5

I.5.5.1 Considerações gerais

O solo é composto principalmente por matéria mineral sólida e por matéria orgânica, mas contém também proporções variáveis de água com substâncias dissolvidas, que constituem a solução do solo, além do ar, que consiste na atmosfera do solo. A variabilidade espacial da fase sólida decorre da própria génese do solo. Como a formação dos solos resulta da acção simultânea de factores como o clima, os materiais de formação das rochas consolidadas, o relevo e os organismos vivos, percebe-se facilmente que o produto desta interacção varie consideravelmente de região para região e, a uma escala mais localizada, em função da profundidade.

Os solos florestais constituem um desafio vital na conservação das florestas conferindo suporte e reserva em nutrientes às plantas. Neste contexto, é importante poder seguir a qualidade dos solos a médio prazo. Porém, não existe um indicador único e universal para a medição da qualidade de um solo florestal, mas antes um conjunto de indicadores, cuja lista depende do contexto regional.

Do total dos indicadores testados, 4 foram propostos pelo grupo de peritos do projecto e 1 foi definido na conferência interministerial de Viena em 2003. O indicador 5.3.1, relativo ao armazenamento de carbono no solo foi analisado no indicador 1.4.2.

Nos três primeiros indicadores a serem testados utilizou-se o processamento dos dados com o recurso a um Sistema de Informação Geográfica, para a área em estudo. Para os dois últimos indicadores testados, foi necessário a recolha de amostras de solos e caracterização do dispositivo onde se realizou o inventário florestal (IFN). Estava previsto realizar colheita de amostras de solo em 54 parcelas. Destas apenas se amostraram 37 parcelas. Em cada parcela recolheu-se 4 amostras de solo às profundidades 0-30 cm e 30-60 cm, a 3 metros do centro da parcela, segundo a direcção dos pontos cardeais. Para cada parcela foram obtidas duas amostras compósitas, uma para cada profundidade amostrada.

Durante a caracterização geral da parcela do inventário florestal foi analisada, por parcela de amostragem, a existência de perturbações no solo (erosão, compactação e pedregosidade).

I.5.5.2 Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE

Foram seleccionados 5 indicadores de sustentabilidade para a caracterização dos solos, tendo estes sido implementados no Concelho da Lousã. Testou-se a manutenção do habitat dos cursos de água, o risco potencial de erosão, o impacto da densidade da rede viária nas zonas ripícolas, o estado nutricional dos povoamentos florestais e a avaliação visual rápida dos distúrbios do solo. Verificou-se os seguintes resultados:

- A utilização da legislação nacional, neste caso do domínio público, para a delimitação da largura da faixa ripária, permite assegurar, em termos mínimos, a qualidade dos habitats dos cursos de água. Cerca de 76% da rede hidrográfica apresenta uma faixa ripária apropriada, constituída por folhosas.
- O cálculo do risco de erosão, pelo método da USLE com o recurso aos sistemas de informação geográfica, revelou-se um método relativamente rápido, com custos não muito elevados, para obter uma caracterização qualitativa da zona de estudo no que respeita ao risco de erosão. Esta caracterização permite e facilita a tomada de decisões, nomeadamente práticas culturais, que permitem a redução do risco de erosão. Para a área em estudo, estima-se uma erosão potencial média anual de $32.2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.
- Com o objectivo de examinar o impacto que a rede viária tem na sedimentação nos cursos de água é aconselhado uma largura da faixa ripária de 10 m. As estradas florestais são as vias que apresentam maior representatividade sendo também as que potencialmente emitem maiores sedimentos para os cursos de água.
- Diversos estudos relativos ao balanço nutricional revelaram que a disponibilidade de nutrientes é condicionada pela decomposição da matéria orgânica, e as perdas de nutrientes são consequência das operações de aproveitamento e manejo da biomassa arbórea, que podem levar à diminuição das reservas de nutrientes no solo. Em solos de baixa fertilidade, a decomposição dos resíduos orgânicos é importante, porque assegura a restituição dos nutrientes no solo.
- A análise das perturbações do solo realizadas através de uma análise qualitativa geral da parcela IFN, revelou ser muito subjectiva, não sendo possível a identificação de perturbações antigas ou cobertas por vegetação.

Indicador 5.1.1: Percentagem e comprimento dos cursos de água com uma faixa ripária apropriada

Custos

Custo Total

653.24€

Custo por ha

0.08€

(inclui aquisição de informação geográfica e respectivo processamento)

Resultados

Tabela 1 – Área da faixa ripária por tipo de povoamento

Tipo	buffer 20 m	
	Área (ha)	Área (%)
Agrícola	31.8	24
Incultos	8.7	6
Social	1.7	1
Improdutivo	0.3	0
Pinus pinaster puro	5.7	4
Pinus pinaster dominante	6.5	5
Eucalyptus globulus puro	2.3	2
Misto de folhosas	76.8	57
TOTAL	133.8	100

Notas

Na análise de um curso de água é importante não minimizar a função das margens, que são zonas de transição entre a água permanentemente submersa e aquela que durante a maior parte do ano permanece fora de água. As margens, pela sua localização, apresentam múltiplas funções, devendo ser objecto de especial atenção sempre que se intervenha numa linha de água. Estas funcionam como filtros específicos, habitats para determinadas espécies, além de uma fonte de efeitos ambientais e biológicos sobre os terrenos envolventes. Para além das suas funções globais comuns, apresentam um papel primordial no controle do escoamento hídrico, dos sedimentos, interceptação de nutrientes, redução do processo erosivo, aumento da biodiversidade e valorização estética da paisagem.

O *buffer* utilizado foi decidido consoante as limitações do PDM aos cursos de água, devido à ausência de informação sobre a reserva ecológica nacional (REN).

O regulamento do Plano Director Municipal da Lousã (PDM), de 1992, artigo 5º, linha 2, protege o património natural dos leitos e margens dos cursos de água numa faixa de 10 m em ambas as margens.

Os leitos ou margens públicas (zonas adjacentes) são definidos pelo Decreto-Lei 468/71 do Domínio Público Hídrico segundo a seguinte largura das margens:

- 50 m, quando sujeitas a influência das marés;
- 30 m, na zona de água superficiais ou flutuáveis, não sujeitas à influência das marés;
- 10 m, nas zonas de águas não navegáveis nem flutuáveis, nomeadamente torrentos, barrancos e córregos de caudal descontínuo.

Segundo Tjaden (s/ data), a largura mínima do *buffer* mais frequentemente utilizada na manutenção do habitat e da qualidade da água é de 10 a 30 m. *Buffers* de largura inferior a 10 m não permitem uma protecção dos recursos aquáticos a longo prazo.

No projecto FORSEE considerou-se que a mata ripária apropriada é formada por espécies ripícolas (*Salix*, *Populus*, *Fraxinus*, *Alnus*,...) com uma largura de 20 m. Esta mata tem como missão principal evitar a exportação de nutrientes (especialmente azoto), sedimentos e elementos químicos nos ecossistemas aquáticos.

Este *buffer* apenas foi aplicado às linhas de água permanentes, que representam um comprimento de apenas 12 % (44.1 km) do comprimento total da rede hidrográfica (360.2 km). Utilizou-se a cobertura do uso do solo de 1995.

Problemas e Melhorias

Comparação da Reserva Ecológica Nacional nos cursos de água, com a largura da faixa ripária aconselhada para a obtenção de determinado objectivo específico.

O *buffer* utilizado representa apenas 12 % do comprimento total da rede hidrográfica.

Conclusões

Pela análise da tabela 1, a utilização de um *buffer* de 20 m permite avaliar a capacidade para a manutenção do habitat dos cursos de água a longo prazo. O aumento deste *buffer* apenas se irá reflectir no aumento nas áreas agrícolas e nos povoamentos de pinheiro bravo. Cerca de 76% da rede hidrográfica (33.4 km) apresenta uma faixa ripária constituída por folhosas diversas.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB Espaço Atlântico



Indicador 5.1.2 : Risco de Erosão

Custos

Custo total

2 758.66€

Custo por ha

0.32 €

(inclui aquisição de informação geográfica, ocupação do solo e respectiva análise)

Resultados

Tabela 1 – Área de com potencial risco de erosão

Classe de erosão	Área		Erosão	
(ton ha ⁻¹ ano ⁻¹)	(ha)	(%)	(ton ano ⁻¹)	(%)
0 - 5	2688	19	6719	2
5 - 10	1740	13	13049	3
10 - 20	2458	18	36866	8
20 - 50	4095	30	143317	32
50 - 100	1620	12	121487	27
>100	1236	9	123615	28
TOTAL	13836	100	445053	100

Modelo da USLE aplicado

$$A = R K L S C P$$

R (erosividade da chuva); **K** (erosividade do solo); **LS** (comprimento do declive e declive); **C** (cobertura vegetal); **P** (Práticas de conservação e preparação do solo)

Notas

O factor de erosividade da chuva foi estimado com o recurso a uma equação estabelecida para o País Basco, sendo PPTmax a precipitação média mensal máxima. Foram utilizados valores tabelados para a estimacão da erodibilidade do solo, do factor topográfico e do factor cultural. Relativamente ao factor das práticas culturais utilizou-se o valor 1, o que significa que não foram aplicadas práticas à preparação e conservação do solo. A precipitação média mensal anual máxima na região varia entre os 120 mm e os 202 mm.

A zona piloto está estabelecida num local composto por três unidade litológicas, Fluvissolos, Cambissolos Húmicos e Cambissolos eutricos, com declives muito acentuados, com 39% da área em declives superiores a 30%. A cobertura do solo é constituída maioritariamente por floresta nas zonas de maior declive, de *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* e áreas incultas. Nos locais de menor declive, o coberto do solo é essencialmente de áreas agrícolas e sociais.

Problemas e Melhorias

Para uma melhor análise deste indicador é necessário aplicar práticas de conservação do solo para poder estimar a erosão real.

Conclusões

Verifica-se que a classe de erosão potencial mais baixa (0-5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), com 19% da área total, representa apenas 2% da erosão potencial. Por outro lado a classe mais elevada, possui apenas 9% da área total, sendo responsável por 28% da erosão potencial.

A erosão média anual por hectare é de 32.2 ha.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 5.1.3 : Densidade Viária nas Áreas Ripárias

Custos

Custo Total

1 241.71€

Custo por ha

0.14 €

(inclui aquisição de informação geográfica e respectiva análise)

Resultados

Tabela 1– Comprimento e percentagem da rede viária por tipo de estrada classificada

TIPO	buffer 10 (m) (%)		buffer 25 (m) (%)		buffer 50 (m) (%)		buffer 100 (m) (%)	
Estrada Nacional	4265	8	14605	9	40698	10	77007	9
Estrada Municipal	15441	28	51487	30	123954	31	259499	32
Estrada Florestal	34699	63	102782	60	228569	57	474712	58
Aceiro	25	0	174	0	1081	0	3503	0
Caminho de ferro	791	1	1706	1	4057	1	6925	1
	55221	100	170754	100	398360	100	821646	100

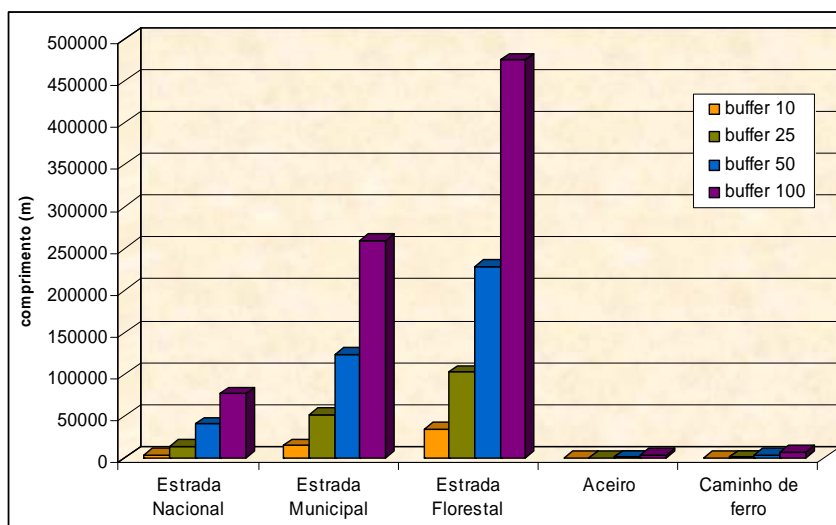


Figura 1 – Gráfico ilustrativo da tabela 3

Notas

Devido ao processo erosivo, os caminhos situados à volta dos cursos de água são em muitas circunstâncias, a principal origem de sedimentos nos cursos de água, podendo conduzir à alteração dos respectivos cursos de água e/ou levar à degradação do solo. As vias que se situam a uma distância igual ou inferior a 100 m dos cursos de água são as que representam maior risco.

Problemas e Melhorias

Dificuldade na classificação da rede viária. Os diversos tipos de via podem ser classificados em função da emissão de sedimentos nas linhas de água.

Conclusões

Pela análise da figura1 e correspondente tabela 3, em termos percentuais o aumento da largura do *buffer* não influencia o comprimento da rede viária por tipo de via. Verifica-se que o aumento da largura do *buffer* origina um crescimento exponencial do comprimento da rede viária nas faixas ripárias. Em termos percentuais, o valor mantém-se para cada tipo de rede viária, variando entre os 8-10% para as estradas nacionais, 28-32% para as estradas municipais e os 58-63% para as estradas florestais. Esta é a via mais representativa nas faixas ripárias, e também aquela que potencialmente origina maior quantidade de sedimentos nos caudais fluviais.

A criação de um *buffer* de 10 m a 25 m é considerado adequado quando o objectivo é saber a área responsável pela sedimentação nos cursos de água. Dentro do tipo de vias a mais preocupante são os caminhos florestais. Estas são as que apresentam maior representatividade, sendo também as que potencialmente emitem mais sedimentos nos cursos de água.

O comprimento dos caminhos florestais num *buffer* de 10 m é de 34.7 km e num *buffer* de 20 m é de 102.8 km

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 5.3.2 : Estado Nutricional dos povoamentos florestais

Custos

Custo Total

2 254.27€

Custo por ha

0.26 €

(inclui recolha de amostras de solo, respectiva análise)

Resultados

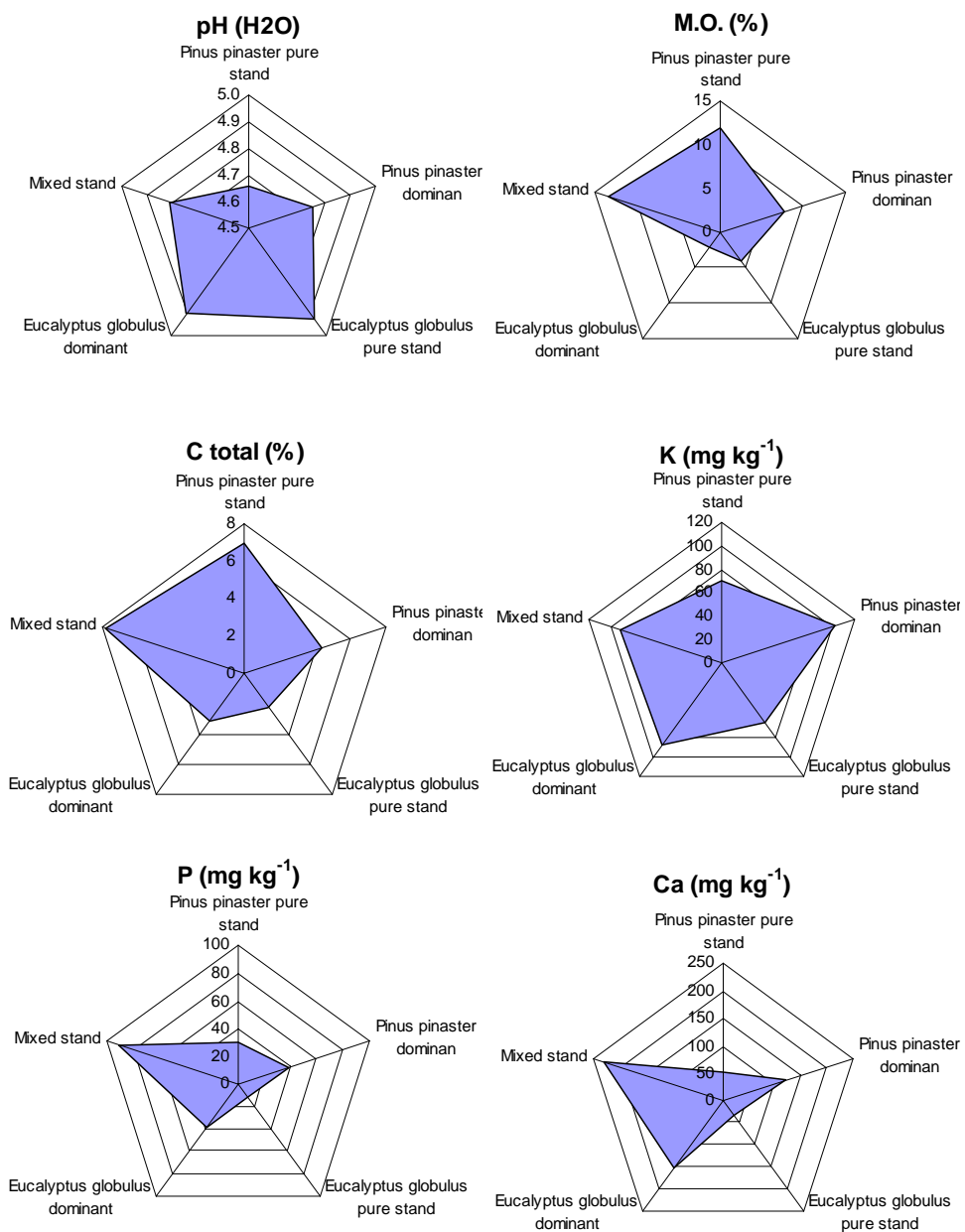


Figura 1 – Comparação de valores de pH hídrico, Matéria Orgânica(MO) e diferentes macronutrientes entre tipos de povoamento

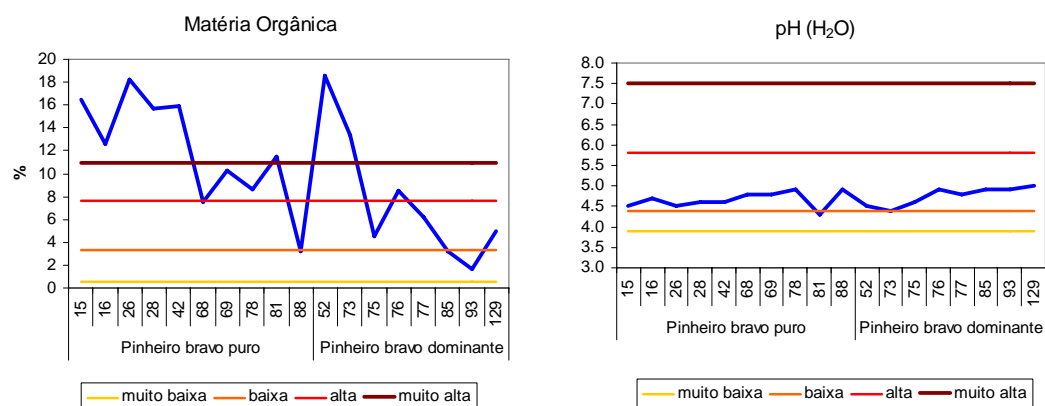


Figura 2 –Disponibilidade (linha azul) e exigências da *Pinus pinaster* em matéria orgânica e pH

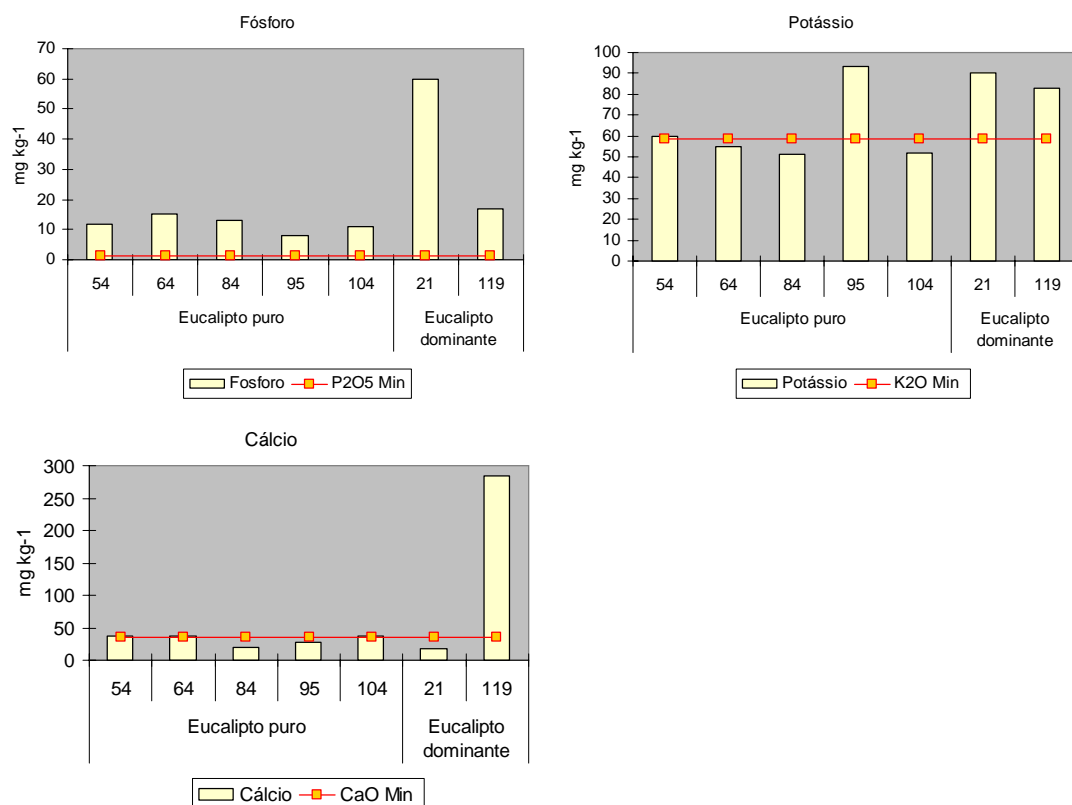


Figura 3 – Disponibilidades nutritivas da *Eucalyptus globulus*

Problemas e Melhorias

Na recolha das amostras de solo, nem sempre foi possível atingir a profundidade definida, devido à elevada pedregosidade e/ou reduzida espessura do solo. As análises foram feitas em duas profundidades: 0-30 cm e 0-60cm. Deste modo, não foi possível fazer uma análise do perfil do solo.

Aconselha-se uma estratificação por classes de idade, uma vez que as espécies têm exigências dife-

rentes consoante a sua idade.

Conclusões

Pela análise dos gráficos da figura 1, os solos florestais na zona piloto da Lousã apresentam textura média e pH hídrico ácido. São ricos em matéria orgânica e apresentam uma percentagem de carbono menos elevada nos povoamentos de eucalipto do que nos povoamentos de pinheiro bravo e nos povoamentos mistos. Esta alta concentração de matéria orgânica determina uma maior retenção de água, estabilidade estrutural, resistência à erosão e contributo de nutrientes. Em virtude dos altos valores de matéria orgânica nos solos florestais, os valores de Azoto são também elevados, excepto nos povoamentos de eucalipto, chegando a atingir valores de 0.5% nos povoamentos mistos e 0.4% nos povoamentos puros de pinheiro bravo. Esta elevada percentagem de azoto, juntamente com as apropriadas relações C/N asseguram na maior parte dos casos um fornecimento adequada de Azoto para as plantas. A maior parte do Azoto inorgânico está na forma NH_4^+ . Como é característico dos solos florestais ácidos, apresenta níveis muito baixos a baixos de Fósforo (P). O Potássio (K) e o Cálcio (Ca) apresentam valores médios a altos e o Magnésio (Mg) exhibe valores baixos, excepto nos povoamentos de pinheiro bravo dominante que apresenta valores médios.

De acordo com a classificação proposta por Gandullo (1994), os povoamentos de pinheiro bravo apresentam valores de matéria orgânica elevados em todas as parcelas de pinheiro bravo puro e valores mais baixos nos povoamento em que o pinheiro bravo é dominante (figura 2).

Relativamente aos povoamentos de eucalipto, a figura 3 apresenta as disponibilidades de macronutrientes. Quando comparadas as necessidades dadas por Gois (1977) verificamos que a necessidade, no caso do Potássio e do Fósforo, não é obtida em algumas parcelas. Já no Potássio não parece haver qualquer tipo de carência deste nutriente, para suprir as necessidades do eucalipto.

Os solos mais ricos em matéria orgânica e em macronutrientes são aqueles onde se encontram instalados os povoamentos mistos. Por outro lado, os solos mais pobres são onde se encontram instalados os povoamentos de eucalipto.

A elevada pedregosidade, o elevado declive e a reduzida espessura dos solos florestais, em algumas áreas, podem causar limitações à instalação dos povoamentos florestais.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 5.3.4 : Rápida Visualização das Perturbações do Solo

Custos

Custo

Total

703.85€

Custo por
ha

0.08 €

(inclui
recolha
de dados
e respec-
tiva análi-
se)

Resultados

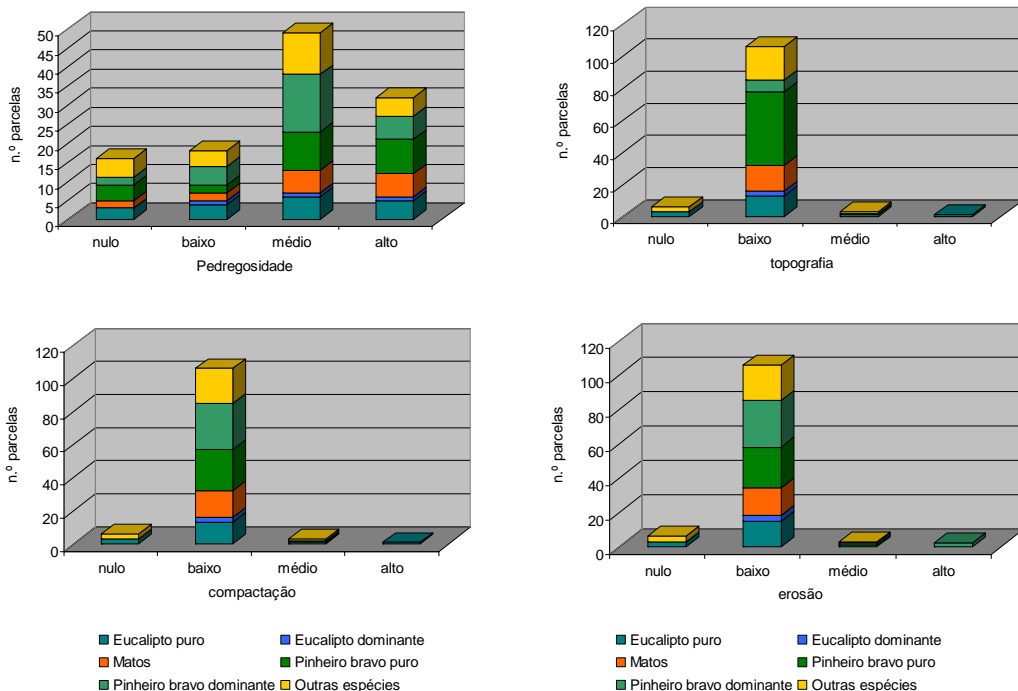


Figura 4 – Classes de fisiografia, topografia, erosão e compactação por tipo de povoamento

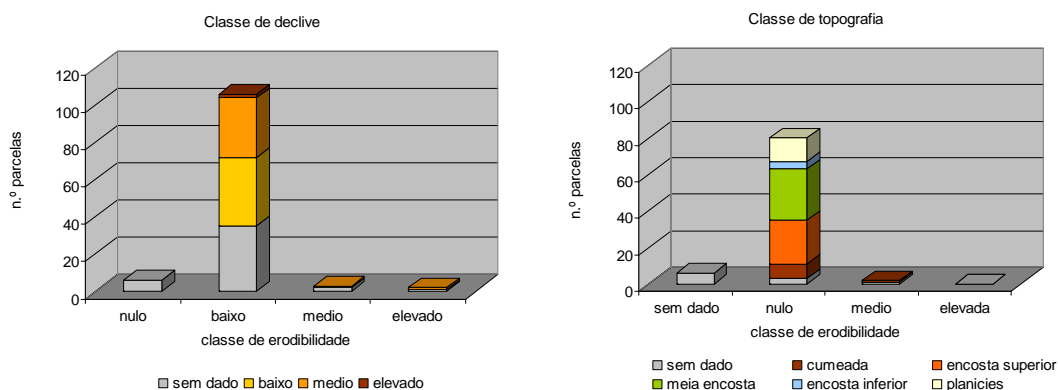


Figura 5 – Classes de erodibilidade por classe de declive e topografia.

Problemas e Melhorias

Não permite uma análise quantitativa das perturbações do solo, apenas permite a sua estratificação pelo grau de perturbação (baixo, médio e alto).

Conclusões

Realizou-se uma análise qualitativa ao nível das parcelas de inventário, segundo a erosão, topografia, pedregosidade, compactação e tipo de compactação que se apresenta nas figuras 4 e 5. Cerca de 96% das parcelas amostradas apresentaram erosão e compactação baixa. Na pedregosidade, 49% das parcelas apresentarem valores médios e 32% das parcelas valores elevados. Dos 95 % das parcelas com erosão baixa a maioria exhibe pedregosidade média a elevada, situando-se entre a encosta superior e a cumeada e com declives superiores a 10 graus. Relativamente à compactação, 96% é baixa, 3% é média e 1% é elevada. Sempre que existe compactação, esta resulta da passagem de maquinaria e situa-se essencialmente na meia encosta ou encosta superior.

A análise qualitativa é muito rápida e barata, podendo contudo ser subjectiva pois depende da capacidade do observador para detectar perturbações do solo quando faz a caracterização geral da parcela. É muito fiável em identificar distúrbios do solo recentes, no entanto, em perturbações mais antigas e cobertas por vegetação apresenta algumas limitações.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



I.5.6 Critério 6

I.5.6.1 Considerações gerais

Os indicadores do critério 6 – Manutenção de outras funções e condições socio-económicas, foram seleccionados pelo grupo de peritos a partir da lista de indicadores da conferência interministerial de Viena em 2003.

I.5.6.2 Resultados obtidos dentro da estrutura do projecto FORSEE

Indicador 6.1: Propriedades/unidades de gestão florestais

Custos

Custo Total

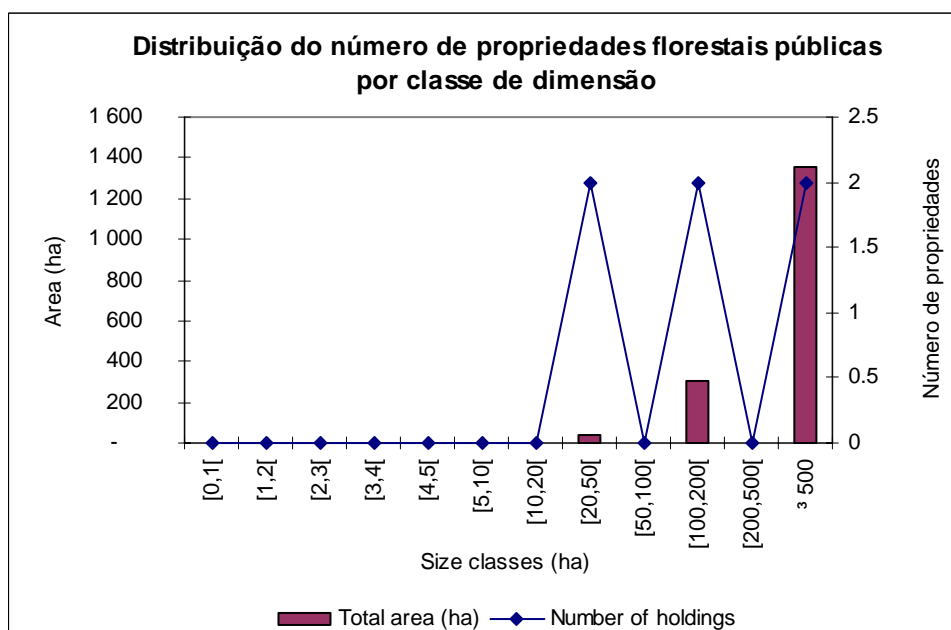
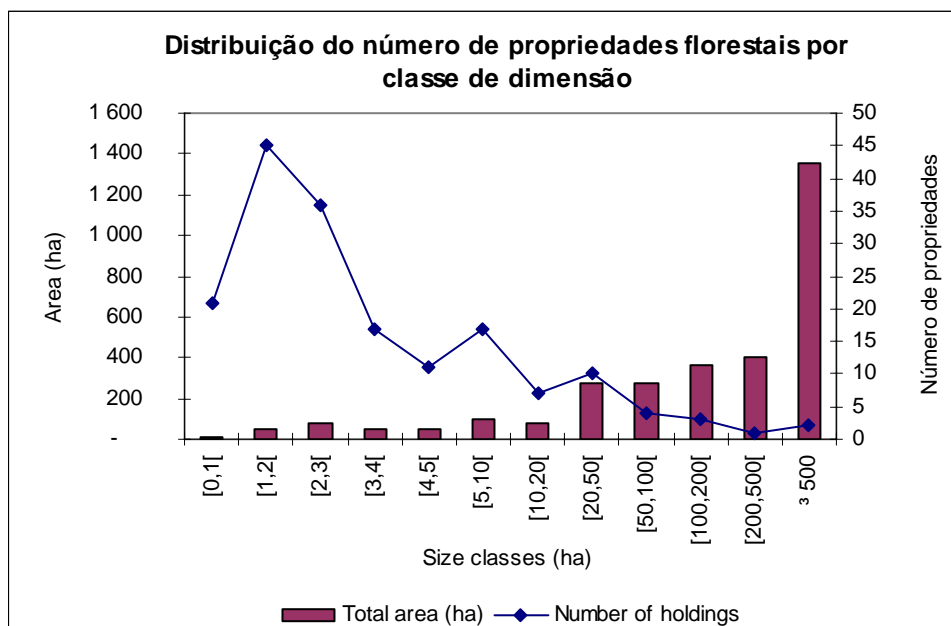
0 €

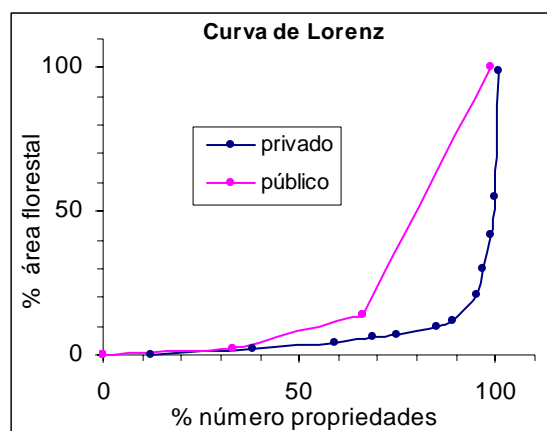
Custo por ha

0 €

Dados gratuitamente fornecidos pela associação florestal Aflopinhal.

Resultados





Notas

Esta análise refere-se às propriedades geridas pela Associação Florestal da Lousã (Aflopinhal), que representam 39% da área florestal do concelho. Através dos gráficos e da curva de Lorenz constata-se que a área florestal está desigualmente distribuída pelo número de propriedades. O índice de Gini calculado exprime igualmente a concentração da área florestal num número reduzido de propriedades, considerando a propriedade privada ($G=0,869$) isoladamente. Importa salientar que a propriedade privada tem essencialmente áreas entre 0 e 20 hectares, somando-se os baldios (unidades florestais comunitárias), com área média na ordem dos 350 hectares. A propriedade florestal pública (perímetros) tem dimensão muito díspar, existindo áreas entre 20 e 50 ha apenas, áreas entre 100 e 200 ha e áreas superiores a 500 ha, apresentando dispersão razoável ($G=0,564$).

Problemas e Melhorias

As estatísticas disponíveis do regime de propriedade, e mesmo o seu registo, revelam-se muito limitadas e difíceis de obter ao nível municipal (ou inferior), especialmente no que se refere à propriedade florestal. A informação está muitas vezes agregada com dados relacionados com outras actividades.

É muito importante assegurar que, futuramente, as entidades oficiais considerem o registo da propriedade florestal tão importante como o registo actualmente realizado para as actividades agrícolas. As estatísticas florestais devem também tornar-se mais detalhadas e ser apresentadas separadamente de outros dados agrícolas e industriais.

Conclusões

A área florestal da Lousã totaliza 7.874 ha, o que traduz 57% do território municipal. As unidades florestais públicas representam 31% da área florestal do concelho. 39% das unidades florestais privadas estão representadas pela Aflopinhal. Assim, 17% da área florestal fica por caracterizar.

O interesse de avaliar este indicador reduz-se à caracterização da distribuição da área florestal pelos proprietários florestais. Embora este indicador seja relativamente fácil de obter, sem custos associados, por si só não é uma medida da gestão florestal sustentável.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 6.3: Receita líquida por unidade de gestão

Custos

Custo Total

0 €

Custo por ha

0 €

Dados gratuitamente fornecidos pela associação florestal Aflopinhal (SICOP – Cotações de Produtos Florestais na Produção) e Direcção-Geral da Agricultura da Beira Litoral (DGBL).

Resultados

Tabela 1

Concelho	Lousã	53 500.00 €	59 550.00 €
Freguesias	Lousã Vilarinho Serpins Foz de Arouce Casal de Ermio Gândaras	5900 m ³ Pb 31.119 árvores abatidas	5530 m ³ Pb 26.430 árvores abatidas
Receita líquida		Ano de 2005	Ano de 2006

Fonte: Direcção Regional da Agricultura Beira Litoral, 2006

Tabela 2

Concelho	Lousã	119.110,00 €
Freguesias	Lousã Vilarinho Serpins Foz de Arouce Casal de Ermio Gândaras	4806 m ³ total: Pb - 2752 m ³ , 78.125,00 € Eu - 2054 m ³ , 40.985,00€
Ano	2005	Receita bruta

Fonte: SICOP, Aflopinhal, 2006

Notas

No total de 4806 m³ de pinheiro bravo (2752 m³) e eucalipto (2054 m³) explorados em 2005 para seriação e trituração, a receita bruta obtida foi de 119.110,00 € nos dados fornecidos pela Aflopinhal, relativos à base de dados SICOP. Comparando com os valores fornecidos pela DGABL, verifica-se que o volume explorado de pinheiro bravo no concelho foi assegurado em 47% pela Aflopinhal, tendo sido a maior parte (53%) realizada por outras empresas florestais. A exploração do eucalipto, que representa quase metade do volume total explorado, traduz-se em apenas 34% da receita bruta total obtida. Apesar de só existirem dados para o pinheiro bravo em 2006, pode constatar-se que o preço do metro cúbico aumentou de 2005 (9,07€) para 2006 (10,77€).

Problemas e Melhorias

Este indicador é, de todos os que constituem o sexto critério, aquele em que se verificaram maiores dificuldades na obtenção de informação. Apesar de se conhecer a existência de actividades florestais além da exploração florestal (apicultura, cinegética, etc.), a informação requerida não foi disponibilizada. Apenas se conseguiram obter valores para a venda de material lenhoso, tendo parte dessa informação sido fornecida em valor bruto.

Conclusões

Com os dados obtidos não é possível calcular este indicador, uma vez que há apenas valores para a venda de material lenhoso e faltam valores de custos associados.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 6.4: Despesas nos serviços

Custos

Custo Total

0 €

Custo por ha

0 €

Dados gratuitamente fornecidos pela associação florestal Aflopinhal.

Resultados

Tabela 3

Ano	Despesa Municipal na floresta	€/ha
2003	desconhecido	
2004	438.655,03 €	55,71
2005	274.907,00 €	34,91
2006	244.429,53 €	31,04

Fonte: Aflopinhal

Notas

A despesa municipal com serviços ambientais, no concelho da Lousã, ocorreu nos últimos três anos (2004-2006) em valor decrescente, tendo sido a despesa do último ano de 244.429,53 €. A despesa municipal está inserida num Projecto AGRIS 3.4 que inclui: Silvicultura preventiva; beneficiação da rede viária; construção de infra-estruturas; parques de lazer; beneficiação de povoamentos florestais.

Problemas e Melhorias

Não se averiguou a existência de valores de despesa estatal aplicados no concelho da Lousã relativos a serviços ambientais relacionados com a floresta, entre 2003 e 2005.

Desconhece-se se existem despesas nos serviços ambientais relacionados com o armazenamento de carbono, biodiversidade e protecção do habitat, investigação e desenvolvimento

Conclusões

Efectuando a análise das despesas anuais públicas, desenvolvidas em serviços ambientais, relativamente à área florestal total do concelho, obtêm-se os valores de 55,71 €/ha em 2004, de 34,91 €/ha em 2005 e de 31,04 €/ha em 2006.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 6.5: Emprego no sector florestal

Custos

Custo Total

41.56 €

Custo por ha

0 €

Inclui aquisição
de dados do
Instituto Nacio-
nal de Estatís-
tica (INE).

Resultados

Tabela 4 – População residente por região NUT e por género

Unidade: Nr.	População		
	Total	Masc.	Fem.
Portugal	10529255	5094339	5434916
Continente	10043763	4859708	5184055
Centro	2376609	1148379	1228230
Pinhal Interior Norte	137857	66356	71501
Lousã	17252	8403	8849

Fonte: INE, Estimativas provisórias da população residente em 2001, 2002 e 2003;
INE, Estimativas definitivas da população residente em 1990-2000 (31/12/2004)

Tabela 5 – Número de trabalhadores por sector de actividade

Unidade: Nr.	Sector primário		
	Total	Masc.	Fem.
Portugal	35702	23924	11778
Continente	34431	22859	11572
Centro	9240	5724	3516
Pinhal Interior Norte	449	319	130
Lousã	31	22	9

Unidade: Nr.	Sector secundário		
	Total	Masc.	Fem.
Portugal	847003	587739	259264
Continente	824372	568473	255899
Centro	212026	149116	62910
Pinhal Interior Norte	11024	7398	3626
Lousã	1357	935	422

Unidade: Nr.	Sector terciário		
	Total	Masc.	Fem.
Portugal	1134613	580316	554297
Continente	1079399	553437	525962
Centro	195419	95412	100007
Pinhal Interior Norte	7964	3630	4334
Lousã	939	392	547

Fonte: Anuário Estatístico da Região Centro, pág. 140.

Notas

O sector florestal emprega na Lousã, segundo estatísticas do INE em 2005, cerca de 298 pessoas, repartidas por diferentes actividades (silvicultura, apicultura, indústria de serração, mobiliário e celulose, carpintaria).

A educação não difere muito da situação do resto do país, com uma grande parte dos trabalhadores com baixos níveis de escolaridade.

Conclusões

Da análise das estatísticas oficiais resulta a percepção de que o emprego no sector florestal representa uma parte importante do emprego total no concelho da Lousã, que percebemos maior na realidade que nos dados estatísticos recolhidos. Por outro lado, não foi facultada informação acerca do género, classe etária, educação e características do trabalho realizado. Desta forma não temos dados suficientes para calcular criteriosamente este indicador.

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 6.6: Segurança e saúde no trabalho no sector florestal

Custos

Custo Total

0 €

Custo por ha

0 €

Dados gratuitamente fornecidos pela Inspeção-Geral do Trabalho (Ministério do Trabalho).

Resultados

Tabela 6 – Acidentes de trabalho mortais por sector de actividade

Sector de actividade	Ano 2003	Ano 2004	Ano 2005	Ano 2006
Agric./Pec./Serv. Agric.	-	12	5	12
Silvicultura e Exploração Florestal	-	1	2	2
Ind. Madeiras e Cortiça	-	9	6	4
Ind. Papel	-	2	2	6
total acidentes (todos os sectores)	181	197	169	151

Fonte: Inspeção-Geral do Trabalho (IGT) Estatísticas do PAÍS, em <http://www.igt.gov.pt>

Notas

Nos últimos três anos (2004-2006) houve uma redução do número total de acidentes mortais no país, na totalidade dos sectores de trabalho, mas relativamente às actividades do sector florestal os acidentes não sofreram grande variação. Relativamente à área piloto, a Direcção-Geral do Trabalho informou que somente em 2004 foi participado um acidente mortal no sector florestal, não existindo registos de outras ocorrências em 2005 e 2006.

Problemas e Melhorias

A falta de detalhe dos dados consultados não permite conhecer o universo de acidentes de trabalho e doenças profissionais na Lousã, embora por entrevista se conheça um acidente de trabalho em 2005, na área da exploração florestal.

Conclusões

Com os dados obtidos não é possível uma conclusão sólida sobre este indicador, nem conhecer de que forma poderá quantificar-se a sustentabilidade da gestão florestal realizada na área piloto. Admite-se que, caso a ocorrência dos acidentes seja efectivamente declarada nesta actividade, a inexistência de outros acidentes pode traduzir uma gestão florestal com preocupações crescentes de segurança no trabalho, condição necessária para a sustentabilidade da gestão florestal.

Projecto co-financiado pela União Europeia

Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



Indicador 6.10: Acessibilidade ao recreio nas áreas florestais

Custos

Custo Total

0 €

Custo por ha

0 €

Dados gratuitamente fornecidos pela associação florestal Aflopinhal e pelo Gabinete de Turismo da Lousã.

Resultados

Tabela 7 – Intensidade de uso das áreas florestais de recreio

Áreas públicas florestais de recreio Concelho da Lousã, 2005 (ha)		Intensidade de Uso		
		frequente	ocasional	raro
Baldio de Cabeça Gorda	21.9		X	
COTF - Centro de Operações e Técnicas Flori	17.1		X	
Perímetro de Góis	128.6		X	
Serra da Lousã	1476.1	X		
Baldio da Mata do Braçal	168.8		X	
Baldio da Mata do Sobral	548.4		X	
Casais	1353	X		

Fontes : Aflopinhal, Gabinete de Turismo da Camara Municipal de Lousã

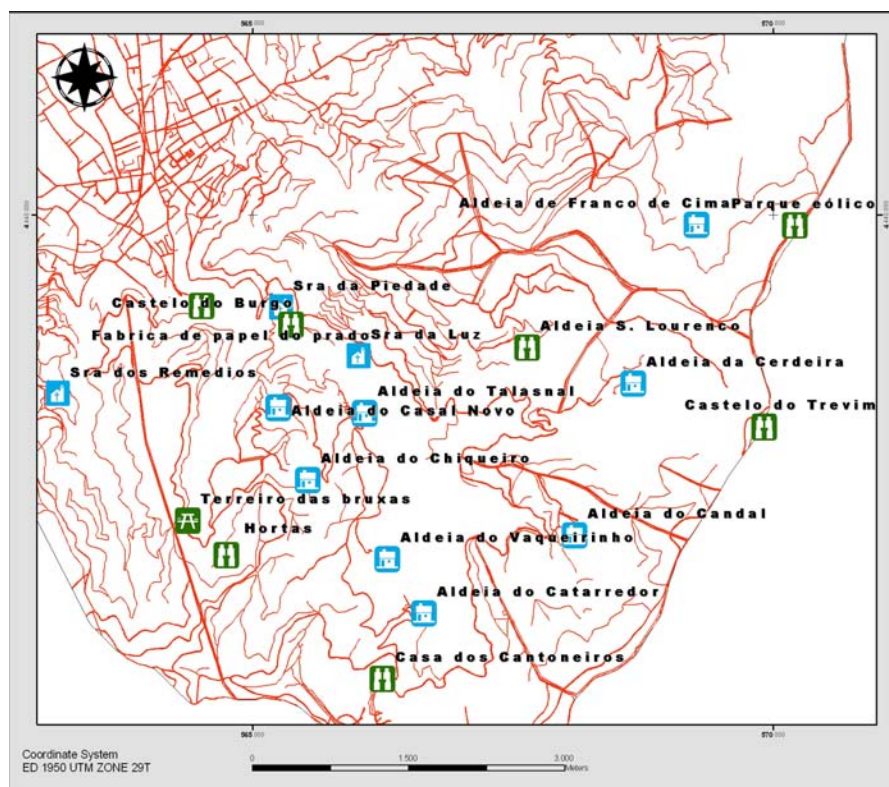


Figura 4 - Locais de recreio em áreas florestais no concelho da Lousã

Notas

As áreas públicas florestais e outras áreas lenhosas de recreio são de livre acesso, não sendo limitado ou condicionado o seu uso. A população local usufrui regularmente dessas áreas, particularmente da Serra da Lousã e dos Casais (totalizam cerca de 1800 ha). Há população dos concelhos limítrofes e de outros pontos do país que se deslocam ao concelho, essencialmente às áreas referidas acima nos locais identificados no mapa. O município da Lousã, com protocolo com algumas associações locais, organiza regularmente visitas e caminhadas por percursos definidos

Problemas e Melhorias

A informação recolhida no INE em 2004, aponta para a existência de 30 lugares como capacidade de alojamento dos estabelecimentos hoteleiros no concelho, porém é sabido que actualmente o alojamento é muito superior (sem que tenha sido contabilizado).

Conclusões

O acesso ao recreio, em áreas florestais e lenhosas, é amplamente efectuado na zona piloto. Há locais com maior frequência de acesso que outras, o que parece derivar do tipo de povoamentos florestais presentes, da qualidade da rede viária e das mais-valias culturais e espirituais existentes (presença de parques, igrejas, miradouros e percursos).

A elevada procura destas áreas para recreio aponta para a importância dos povoamentos florestais (a elas associados) serem sujeitos a uma gestão florestal sustentável, bem como para o efeito contrário (a beneficiação da gestão florestal resultar numa maior procura para recreio).

Projecto co-financiado pela União Europeia
Iniciativa comunitária FEDER
INTERREG IIIB *Espaço Atlântico*



I.5.7 Conclusão

No decorrer do projecto foram encontradas dificuldades na aquisição e na recolha de dados e de informação necessária para o processamento de resultados dos indicadores seleccionados. Na revisão bibliográfica para cada um dos seis critérios de sustentabilidade adoptados neste projecto, foi também apontada alguma insuficiência de ferramentas disponíveis ao nível regional e até nacional, nomeadamente de equações e modelos de predição de biomassa para as principais espécies florestais.

Na tarefa árdua de processar a informação coligida para os indicadores propostos em cada critério de sustentabilidade, não foi possível atingir resultados em alguns desses indicadores à escala proposta, ficando apenas realizada uma análise dos obstáculos e resistências encontrados nesse processamento. Estas considerações podem ter um papel fundamental para responder às lacunas do sistema.

No sentido de colmatar algumas lacunas, este projecto seleccionou um estudo específico dentro do critério 1 sobre o armazenamento de carbono na floresta, no sentido de desenvolver uma metodologia para a sua monitorização ao nível regional. Para o efeito foram realizados esforços no sentido de produzir equações de biomassa para as espécies florestais mais importantes. Numa abordagem adicional procurou-se ainda analisar se os dados recolhidos no inventário florestal nacional são suficientes e respondem às exigências de informação necessária para a avaliação de indicadores de gestão florestal sustentável ao nível regional. É fundamental ter em atenção que os resultados produzidos têm associado um erro de amostragem, o qual para a mesma intensidade de amostragem (distância entre parcelas) será tanto maior quanto menor a escala de superfície considerada.

Na avaliação do estado sanitário dos povoamentos (critério 2), foi constatado que o dispositivo proposto foi de difícil aplicação devido à fisiografia e heterogeneidade do coberto florestal desta região. Além disso, foi verificado que os danos e/ou sintomas não são visíveis no mesmo período para as diferentes pragas e/ou doenças. Aliado a este factor temos a dificuldade no reconhecimento de problemas fitossanitários, cujos danos e/ou sintomas não têm uma visibilidade evidente exigindo algum tempo de procura, o que torna menos expedito o trabalho das equipas de campo.

Assim sendo, este tipo de avaliação exige que o inventário seja realizado numa época em que os danos e/ou agentes sejam visíveis o que pode implicar pelo menos dois períodos de amostragem, sendo preferível que seja realizado por uma equipa com formação específica. Sugere-se que durante o inventário realizado para outros fins, sejam identificadas as parcelas com problemas sanitários, sendo posteriormente planeado o inventário para a identificação das causas e agentes, assim como a avaliação da intensidade do problema e das perdas associadas.

Relativamente ao critério 3 sobre produtividade florestal, na avaliação do balanço entre acréscimos em volume e cortes foram verificados dois tipos de problemas, a dificuldade na aplicação de ferramentas para o cálculo de acréscimos, e a ausência de informação desagregada ao nível regional sobre volume de madeira cortada. Para a obtenção dos acréscimos é necessário realizar pelo menos dois inventários consecutivos, o que não foi possível durante o projecto. Em alternativa ter bons modelos de produção, cujo problema são os povoamentos irregulares e mistos para os quais não há modelos disponíveis em Portugal. Este exemplo permite constatar que os indicadores só fazem sentido à escala regional, por ser preciso boas estatísticas quer de cortes, quer de volumes.

Esta região seleccionou também neste projecto um estudo complementar dentro do critério 4 sobre a biodiversidade nos ecossistemas florestais, devido à sua complexidade e relevância na prática de uma gestão florestal sustentável. A recolha de informação para os indicadores/verificadores deste critério obrigou a diversas visitas ao campo em épocas específicas, o que não permitiu uma abordagem em conjunto com o inventário florestal realizado. Porém, este esforço permitiu concluir que foram identificadas espécies que podem funcionar como indicadores do sistema florestal, uma vez que a biodiversidade está estritamente ligada ao tipo de povoamento florestal.

No critério 5 testou-se a manutenção do habitat dos cursos de água, o risco potencial de erosão, o impacto da densidade da rede viária nas zonas ripícolas, o estado nutricional dos povoamentos florestais e a avaliação visual rápida dos distúrbios do solo. Para além dos indicadores cujo processamento de dados foi realizado com o recurso a um Sistema de Informação Geográfica, foi necessário a recolha de amostras de solos que devido aos seus custos teve de ser realizada apenas em alguns pontos. Mais uma vez se reflecte que a escolha da escala a analisar se repercute nos custos e nível de confiança dos resultados produzidos, pois solos florestais que constituem um desafio vital na conservação das florestas se caracterizam por uma variabilidade espacial que decorre da própria génese do solo.

No critério 6, ao contrário dos outros cinco, a informação necessária não depende directamente de um inventário florestal, mas sim de informação económica e social, que só pode ser obtida quer por inquérito quer pelas estatísticas nacionais/regionais. A maioria dos entraves encontrados foi na ausência de informação ou da informação desagregada, que tiveram impacto na produção de resultados à escala regional.

Os custos calculados por indicador são expressos sempre no seu total e ao nível da parcela ou do hectare consoante a sua relevância. Estes valores devem ser abordados de forma meramente comparativa, pois tudo depende da informação que “a priori” se detém, da que é necessária obter e/ou recolher e até do tempo que se leva no processamento dos resultados. O critério relativo à biodiversidade foi o que produziu maiores gastos, quer devido ao número de amostragens necessário, quer devido à necessidade de especialistas para identificação taxonómica. Mas estes custos não são obrigatórios de forma operacional. Na realidade este tipo de estudos permite obter resultados que no futuro vão minorar os custos para aqueles que pretendem resultados ao nível dos indicadores.

Em conclusão, será útil alargar este tipo de estudos a critérios menos explorados para que não seja por falta de ferramentas e metodologias que não se realize a avaliação dos indicadores de sustentabilidade. Os resultados do projecto sugerem também, no que respeita à escala de análise, que o cálculo dos indicadores só fará sentido, no mínimo, ao nível de regiões com uma dimensão da ordem das NUT's III.

II PARTE – MATERIAL E MÉTODOS

II.1 INVENTÁRIO FLORESTAL

No Centro de Portugal foi seleccionada como zona estudo a região do Pinhal Interior Norte (PIN) com uma superfície de 261 656 ha, abrangendo o sistema montanhoso central entre a Serra da Lousã e a Serra do Açor. É caracterizada por uma floresta constituída por povoamentos de pinheiro bravo, plantações de eucalipto, povoamentos mistos, compostos por folhosas e resinosas diversas, e áreas de incultos (Matos e pastagens), que resultam tanto pela passagem de incêndios florestais como pelo abandono de terras agrícolas.

Um dos municípios desta região – o Concelho da Lousã, com uma área de 13 841 ha, foi onde decorreu a avaliação dos indicadores de sustentabilidade. Designada no projecto por zona piloto, procedeu-se nesta área à recolha de dados relativos a: caracterização dos povoamentos, caracterização do tipo de solo, avaliação de volumes e biomassas, avaliação do estado sanitário dos povoamentos e da sua biodiversidade, nomeadamente quanto a vegetação, aves, carabídeos e aracnídeos

Na fase de planeamento do inventário florestal na zona piloto – Lousã, realizou-se o cálculo da grandeza da amostra utilizando os dados do inventário florestal nacional (IFN, 2001), para a região do Pinhal Interior Norte (PIN). Com 123 pontos da grelha IFN aplicada (2 km x 2 km), verifica-se que os povoamentos de pinheiro bravo e eucalipto são os que possuem um maior número de observações por constituírem grande parte da floresta da região. Para estes povoamentos foi calculado o erro percentual para a variável do povoamento volume total (m^3ha^{-1}), recorrendo a amostragem estratificada, e varia entre 20%-25%. De seguida, fixando o erro de amostragem em 10% calculou-se a grandeza da amostra e por amostragem sistemática optou-se por utilizar uma malha quadrada para cada tipo de povoamento existente. Sobre a ocupação do solo de 1995 da zona piloto, no caso do pinheiro bravo e do eucalipto aplicou-se uma grelha quadrada de 1000 m de lado, correspondendo a um ponto por cada 100 ha, enquanto que nos povoamentos mistos a grelha aplicada foi mais apertada, com 500 m de lado, o que corresponde a um ponto para cada 25 ha. Foi seleccionado um total de 135 pontos, 28 em povoamentos mistos e 28 localizados em áreas de Incultos onde não foi possível realizar o dispositivo FORSEE.

Deste conjunto de pontos foram seleccionados 54, que correspondem a 9 pontos por cada um dos 6 tipos de povoamento diferenciados, onde foram realizados os procedimentos relativos à recolha de amostras de solos, de folhada, de sub-coberto e referida amostragem da biodiversidade.

Dados as características da região, como a fisiografia (declives e afloramentos rochosos), a densidade elevada da vegetação em subcoberto, e em outros casos falta de acessibilidade a pé ao ponto, em alguns dos pontos de amostragem previamente seleccionados não foi possível realizar o dispositivo, nem os procedimentos descritos no protocolo FORSEE. Em resumo de um total de 135 pontos, estes localizaram da seguinte forma:

- 97 em floresta, 6 em povoamentos jovens e 15 em zonas de corte raso e/ou ardidas,
- 17 em incultos, mais precisamente matos,
- 10 em locais inacessíveis, por se encontrarem em zonas de linha de água, em que a conjugação da vegetação com o declive acentuado não permitia aceder,
- 11 em locais classificados como improdutivos e outros usos (agrícolas e/ou sociais).

Em relação aos 54 pontos seleccionados para realizar o estudo complementar de biodiversidade:

- 42 em floresta, 34 em povoamentos e 8 em zonas de corte raso e/ou ardidas,
- 4 em incultos (matos),
- 2 em locais inacessíveis,
- 6 em locais classificados como improdutivos e outros usos (agrícolas e/ou sociais).

II.2 CRITÉRIO 1

Sónia Faias, Margarida Tomé, Paulo Morais

Os indicadores do critério 1, Manutenção e aumento apropriado dos recursos florestais e o seu contributo para os ciclos globais de carbono, foram seleccionados pelo grupo de peritos a partir do documento sobre os critérios pan-europeus (MCPFE, 2002) e do relatório inter-governamental sobre alterações climáticas (IPCC, 2000).

Neste critério, a principal finalidade foi propor uma nova metodologia para monitorizar, à escala regional, o carbono armazenado nos principais tipos de floresta, nomeadamente para fazer face ao protocolo de Quioto.

II.2.1 Indicador 1.1

Este indicador – Superfície florestal, é definido pela área de floresta, incluindo as outras áreas arborizadas, classificada por tipo de povoamento e respectiva proporção na área total.

A tarefa estabelecida para este indicador foi a de comparar áreas calculadas com as classes definidas no Inventário Florestal Nacional (IFN, 2001) e as classes definidas pela FAO (FRA, 2005), ao nível da zona piloto – Lousã. Como tarefa complementar, foi proposto pelo estudo específico analisar a evolução da ocupação do solo, também ao nível da zona piloto, para os anos de 1990, 1995 e 2005.

II.2.1.1 Recolha de dados

Para atingir os resultados propostos foi necessário adquirir informação geográfica sobre a ocupação do solo de 1990 e de 1995, disponibilizada pela CELPA, parceiro do projecto, e a ocupação do solo de 2005 que ficou concluída no final do projecto e foi cedida pela DGRF para fins de investigação.

II.2.1.2 Processamento de dados

A ocupação de uso de solo de 1990 teve por base a fotointerpretação que considerou 0.2 ha de área mínima e 15 m de largura média para a floresta em faixas. Ao contrário, a fotointerpretação de 1995 e 2005 considerou uma área mínima de 0.5 ha e largura média de 20 m, de acordo com as definições da FAO. No decurso deste projecto apenas a ocupação de 1995 foi reverificada considerando a classificação da FAO e do IFN. Na tabela 1 verifica-se que as classes da FAO fazem correspondência com classes do IFN agregadas.

Tabela 2 – Correspondência entre as classes de ocupação do solo segundo as definições da FAO e do Inventário Florestal Nacional

FAO (FRA 2005)	IFN Portugal
Floresta (F)	Floresta (FL)
Outras áreas arborizadas (OWL)	Incultos (IC)
Outros usos (OL)	Agricultura (AG)
	Social (SC)
	Improdutivos (IP)
Águas interiores (IW)	Águas interiores (HH)

II.2.1.3 Conclusão

O interesse da avaliação deste indicador assenta nas diferentes classificações utilizadas para calcular a superfície florestal. Nas tabelas 2, 3 e 4, observa-se que não existe diferença na área calculada para ambas as classificações para os anos consideradas na análise. A única diferença entre ambas as classificações é o nível de desagregação das classes, porque os limites nas definições das classes são os mesmos.

Tabela 3 – Ocupação do solo de 1990 segundo as diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	Area 1990 (ha)	Classes IFN Portugal	Area 1990 (ha)
Floresta (F)	8435	Floresta (FL)	8435
Outras áreas arborizadas (OWL)	2457	Incultos (IC)	2457
Outros Usos (OL)	2949	Agrícola (AG)	2564
		Outros Usos	385
Total	13841	Total	13841

Fonte: CELPA

Tabela 4 – Ocupação do solo de 1995 segundo as diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	Area 1995 (ha)	Classes IFN Portugal	Area 1995 (ha)
Floresta (F)	7875	Floresta (FL)	7875
Outras áreas arborizadas (OWL)	3547	Incultos (IC)	3547
Outros Usos (OL)	2419	Agrícola (AG)	2025
		Outros Usos	394
Total	13841	Total	13841

Fonte: CELPA

Tabela 5 – Ocupação do solo de 2005 segundo as diferentes classificações

CLASSES FAO (FRA 2005)	Area 2005 (ha)	Classes IFN Portugal	Area 2005 (ha)
Floresta (F)	8600	Floresta (FL)	8600
Outras áreas arborizadas (OWL)	2483	Incultos (IC)	2483
Outros Usos (OL)	2758	Agrícola (AG)	2131
		Outros Usos	627
Total	13841	Total	13841

Fonte: IFN5 (DGRF)

Na tabela 5 apresenta-se a evolução da ocupação do solo entre 1990, 1995 e 2005, onde se verifica uma transferência de área entre os diferentes tipo de povoamento. Em 1995, a redução da área de floresta e o aumento da área de incultos, que incluem matos e pastagens, é justificado pelo importante impacto dos incêndios florestais no uso do solo. Por este motivo, a área ardida deve de ser considerada neste tipo de análise.

Tabela 6 – Evolução da ocupação do solo por tipo de povoamento entre 1990 e 2005

Tipo de Povoamento (IFN PORTUGAL)	Area 1990 (ha)	Area 1995 (ha)	Area 2005 (ha)
Pinheiro bravo puro	3178	2475	3962
Pinheiro bravo dominante	2335	2754	1304
Eucalipto puro	1105	1561	1630
Eucalipto dominante	72	190	702
Outras folhosas puro	1076	511	376
Outras resinosas puro	189	224	25
Mistos	479	160	602
Total	8435	7875	8600

II.2.2 Indicador 1.2

O indicador 1.2 – Volume em pé, é definido pelo volume total das árvores vivas (m³) existente na área de floresta e outras áreas arborizadas classificado por tipo de povoamento. A tarefa proposta foi a de comparar o volume total de madeira e o volume mercantil existente de acordo com a classificação da FAO (FRA2005) e a classificação do Inventário Florestal Nacional (IFN, 2001).

II.2.2.1 Recolha de dados

Para obter os dados necessários para este indicador foi realizado um inventário florestal na zona piloto – Lousã, numa área total de 13 841 ha. O delineamento do inventário foi por amostragem sistemática, pela sobreposição de uma quadrícula de 1 km de lado, o que corresponde a uma parcela de amostragem para uma área de 100 ha. Foram seleccionados 135 dispositivos, no entanto, 28 dos dispositivos localizavam-se em áreas de Incultos (Matos e pastagens), segundo a ocupação do solo de 1995.

Os procedimentos realizados em cada dispositivo foram determinados pelo protocolo FORSEE (Faia *et al*, 2005) discutido por diferentes peritos do projecto FORSEE. Cada região fez ajustamentos deste protocolo respeitando os procedimentos do próprio inventário florestal e condicionalismos da região. O inventário decorreu no Inverno entre os meses de Outubro de 2005 e Janeiro de 2006.

II.2.2.2 Processamento de dados

O volume total foi calculado ao nível da árvore, incluindo a casca e o cepo, utilizando as equações disponíveis por espécie, apresentadas no anexo 1. Uma vez que nem todas as espécies florestais têm equações disponíveis, em algumas espécies foram utilizadas as equações das espécies mais similares, de acordo com a tabela 6. Por exemplo no caso da *Acacia* spp por ser uma espécie de crescimento rápido aplicou-se as equações da espécie *Eucalyptus globulus*. A partir do volume total ao nível da parcela foi calculado o volume médio ao nível do hectare por tipo de povoamento, apresentado na tabela 7. Os resultados encontram-se diferenciados para as principais espécies, pinheiro bravo e eucalipto, e agregados para as folhosas diversas e para as outras coníferas.

Tabela 7 – Equações utilizadas para cada espécie e correspondente agragação

Designação da espécie florestal	Equações utilizadas	Tipo
<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>	Eucalipto (Eg)
<i>Pinus pinaster</i> , Outros Pinus	<i>Pinus pinaster</i>	Pinheiro bravo (Pb)
<i>Castanea sativa</i>	<i>Castanea sativa</i>	Folhosas diversas (Fx)
<i>Acacia</i> spp	<i>Eucalyptus globulus</i>	Folhosas diversas (Fx)
<i>Quercus robur</i> , <i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	Folhosas diversas (Fx)
<i>Quercus suber</i>	<i>Quercus suber</i>	Folhosas diversas (Fx)
Outras folhosas	<i>Castanea sativa</i>	Folhosas diversas (Fx)
Outros pinheiros	<i>Pinus pinaster</i>	Outras coníferas (Rx)
Outras resinosas	<i>Pinus pinaster</i>	Outras coníferas (Rx)

Tabela 8 – Volume total de madeira por hectare e por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Volume Total <i>Pinus pinaster</i> (m ³ ha ⁻¹)	Volume Total <i>Eucalyptus globulus</i> (m ³ ha ⁻¹)	Volume Total Folhosas diversas (m ³ ha ⁻¹)	Volume Total Outras coníferas (m ³ ha ⁻¹)	Volume Total Todas espécies (m ³ ha ⁻¹)
Pinheiro bravo puro	132	0	0	0	132
Pinheiro bravo dominante	105	35	10	66	196
Eucalipto puro	0	30	0	0	30
Eucalipto dominante	40	56	29	0	136
Outras folhosas puro	0	0	90	0	90
Mistos	115	0	26	44	185

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.2.3 Conclusão

Os resultados são apresentados na tabela 8 separando as principais espécies existentes nos povoamentos da Lousã, o Pinheiro bravo e o Eucalipto, das outras espécies de folhosas e de resinosas. O volume total foi calculado em m³, por tipo de povoamento para o concelho da Lousã, considerando as áreas de ocupação do solo obtidas pela fotointerpretação de 2005.

Na floresta da Lousã existe um volume total de 1052x10³ m³ de madeira, o que equivale a um volume médio de cerca de 125 m³ por hectare. Por abrangerem a maior área de floresta na Lousã, os povoamentos de Pinheiro bravo têm um maior volume, seguindo-se as plantações de eucalipto.

Tabela 9 – Volume total de madeira por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Volume Total <i>Pinus pinaster</i> (m ³)	Volume Total <i>Eucalyptus globulus</i> (m ³)	Volume Total Folhosas diversas (m ³)	Volume Total Outras coníferas (m ³)	Volume Total Todas espécies (m ³)
Pinheiro bravo puro	524840	0	0	0	524840
Pinheiro bravo dominante	136332	20789	12633	85735	255489
Eucalipto puro	0	49116	0	0	49116
Eucalipto dominante	35417	39663	20062	0	95142
Outras folhosas puro	0	0	33899	0	33899
Mistos	71920	0	16143	27691	115754
Total	768509	109568	82738	113426	1074241

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.3 Indicador 1.4.1

O indicador 1.4.1 é definido pelo carbono armazenado na biomassa acima do solo, copa (folhas e ramos) e tronco (lenho e casca), e na biomassa abaixo do solo, raízes.

II.2.3.1 Recolha de dados

Para obter os dados necessários para este indicador foi realizado um inventário florestal na zona piloto – Lousã, numa área total de 13 841 ha. O delineamento do inventário foi por amostragem sistemática, pela sobreposição de uma quadrícula de 1 km de lado, o que corresponde a uma parcela de amostragem para uma área de 100 ha. Foram seleccionados 135 dispositivos, no entanto, 28 dos dispositivos localizavam-se em áreas de Incultos (Matos e pastagens), segundo a ocupação do solo de 1995.

Os procedimentos realizados em cada dispositivo foram determinados pelo protocolo FORSEE (Faia *et al*, 2005).) discutido por diferentes peritos do projecto FORSEE. Cada região fez ajustamentos deste protocolo respeitando os procedimentos do próprio inventário florestal e condicionalismos da região. O inventário decorreu no Inverno entre os meses de Outubro de 2005 e Janeiro de 2006.

II.2.3.2 Processamento de dados

A biomassa é calculada ao nível da árvore, acima do solo (tronco e copa) e abaixo do solo (raízes) utilizando as equações disponíveis por espécie, listadas no anexo 1. À semelhança das equações de volume, em algumas espécies foram utilizadas as equações das espécies mais similares, de acordo com a tabela 6. Para a espécie *Quercus pyrenaica* foram utilizadas as equações ao nível do povoamento, pois não existia disponível a variável diâmetro da copa necessária para aplicar as equações ao nível da árvore. Para estimar a biomassa abaixo do solo (raízes), apenas existem disponíveis equações ao nível da árvore para o pinheiro bravo e ao nível do povoamento para o eucalipto.

Para converter a biomassa da árvore em carbono armazenado, foi utilizado o factor de conversão de 0.5, independentemente da espécie.

A partir da biomassa calculada para a parcela foi calculado a biomassa média ao nível do hectare por tipo de povoamento. Nas tabelas 9 e 10 os resultados encontram-se diferenciados para as principais espécies, pinheiro bravo e eucalipto, e agregados para as folhosas diversas e para as outras coníferas.

Tabela 10 – Biomassa acima do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa acima do solo <i>Pinus pinaster</i> (Mg ha⁻¹)	Biomassa acima do solo <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg ha⁻¹)	Biomassa total <i>Pinus pinaster</i> (Mg ha⁻¹)	Biomassa total <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg C ha⁻¹)
Pinheiro bravo puro	77	0	85	0
Pinheiro bravo dominante	62	18	67	10
Eucalipto puro	0	18	0	22
Eucalipto dominante	21	31	8	31
Outras folhosas puro	0	0	0	0
Mistos	72	0	74	0

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Tabela 11 – Biomassa acima do solo para folhosas, resinosas e considerando todas as espécies existente nos povoamentos por hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa acima do solo Folhosas diversas (Mg ha ⁻¹)	Biomassa acima do solo Outras coníferas (Mg ha ⁻¹)	Biomassa acima do solo Todas as espécies (Mg ha ⁻¹)	Carbono armazenado (Mg C ha ⁻¹)
Pinheiro bravo puro	0	0	77	38
Pinheiro bravo dominante	8	38	117	59
Eucalipto puro	0	0	18	9
Eucalipto dominante	18	0	76	38
Outras folhosas puro	70	0	70	35
Mistos	21	28	121	60

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.3.3 Conclusão

Os resultados obtidos são apresentados para as principais espécies e agregando todas as espécies, por tipo de povoamento e consideram as áreas de ocupação do solo de 2005.

Na tabela 11 apresentam-se os valores de biomassa acima do solo para as diferentes espécies presentes nos diversos povoamentos, destacando-se o pinheiro bravo por ser a maior área de povoamento na Lousã.

A biomassa total da árvore, definida pela soma da biomassas acima do solo (tronco e copa) e abaixo do solo (raízes), é calculada apenas para o Eucalipto e para o Pinheiro bravo. Através da tabela 12 verifica-se que a biomassa de raízes no Pinheiro bravo representa cerca de 9% da biomassa total da árvore, enquanto que no Eucalipto esta proporção é aproximadamente 20%.

Os valores de biomassa da árvore e correspondente carbono armazenado apresentados na tabela 13 são relativos à soma da biomassa acima do solo (tronco e copa) para todas as espécies florestais existentes. O carbono armazenado na biomassa acima do solo existente nos povoamentos da Lousã é de aproximadamente 37 Mg carbono por ha. Comparando o carbono armazenado na biomassa total nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucalipto estes são de 36 Mg carbono por ha e 13 Mg carbono por ha, respectivamente.

Tabela 12 – Biomassa abaixo do solo e biomassa total para o eucalipto e pinheiro bravo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa abaixo do solo <i>Pinus pinaster</i> (Mg)	Biomassa abaixo do solo <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg)	Biomassa total <i>Pinus pinaster</i> (Mg)	Biomassa total <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg)
Pinheiro bravo puro	32014	0	335249	0
Pinheiro bravo dominante	6026	2715	86971	13633
Eucalipto puro	0	7109	0	35693
Eucalipto dominante	3263	5446	21881	27345
Outras folhosas puro	0	0	0	0
Mistos	1673	0	46544	0
Total	42976	15270	490645	76671

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

Tabela 13 – Biomassa acima do solo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa acima do solo <i>Pinus pinaster</i> (Mg)	Biomassa acima do solo <i>Eucalyptus globulus</i> (Mg)	Biomassa acima do solo Folhosas diversas (Mg)	Biomassa acima do solo Outras coníferas (Mg)
Pinheiro bravo puro	303235	0	0	0
Pinheiro bravo dominante	80946	10918	10721	50129
Eucalipto puro	0	28584	0	0
Eucalipto dominante	18617	21899	12804	0
Outras folhosas puro	0	0	26482	0
Mistos	44871	0	12987	17721
Total	447670	61401	62993	67851

Tabela 14 – Biomassa acima do solo e correspondente carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa acima do solo Todas as espécies (Mg)	Carbono armazenado (Mg C)
Pinheiro bravo puro	303235	151618
Pinheiro bravo dominante	152713	76357
Eucalipto puro	28584	14292
Eucalipto dominante	53320	26660
Outras folhosas puro	26482	13241
Mistos	75579	37789
Total	639914	319957

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.4 Indicador 1.4.2

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado no solo.

II.2.4.1 Recolha de dados

As amostras de solo foram recolhidas em 4 pontos da parcela, distanciados 3 m do centro na direcção dos 4 pontos cardeais, a dois níveis de profundidade: 0-30 cm e 0-60 cm. Na maior parte dos pontos, houve dificuldade em atingir a profundidade de 60 cm, devido à reduzida espessura do solo, e também a níveis de pedregosidade elevadas. A determinação do teor de carbono, em percentagem (%), foi realizada nas amostras retiradas no primeiro nível de profundidade (0-30 cm), pela aplicação do método de Tinsley modificado. A determinação da densidade aparente foi realizada para o segundo nível de profundidade (0-60 cm), pelo método de “cadinho de Gooch”.

II.2.4.2 Processamento de dados

Os valores de carbono armazenado foram calculados ao nível das parcelas e posteriormente foram feitas as médias por tipo de povoamento. A partir dos valores de densidade aparente e percentagem de terra fina (TF %) foi calculada a massa de terra fina, ao nível do hectare para a profundidade de 0-30 cm. Multiplicando pela percentagem de carbono (C total %), obtido na análise, foi estimada a quantidade de carbono armazenado em toneladas por hectare. Os resultados são apresentados na tabela 14, para os povoamentos puros e dominantes das principais espécies e povoamentos mistos.

Tabela 15 – Médias dos parâmetros das análises de solo realizadas à profundidade de 0-30 cm, por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Pinus pinaster puro	Pinus pinaster dominante	Eucalyptus globulus puro	Eucalyptus globulus dominante	Mistos
Profundidade (m)	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30
numero de parcelas	10	8	5	2	12
pH (H ₂ O)	4,66	4,75	4,92	4,90	4,82
M.O. (%)	12,00	7,61	3,92	2,02	13,47
N total (%)	0,35	0,23	0,12	0,17	0,49
C total (%)	6,96	4,41	2,27	3,13	7,81
C/N	19,76	19,40	18,71	18,13	15,94
TF (%)	42,99	42,13	50,82	42,41	49,57
Densidade aparente	1,07	1,13	1,22	1,14	1,00
MTF	1378,7	1421,9	1857,0	1450,4	1483,0

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

II.2.4.3 Conclusão

De acordo com os resultados na tabela 15, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, e comparando os diferentes tipos de povoamentos, é notório que os povoamentos mistos, compostos na sua maioria por folhosas, armazenam uma maior proporção de carbono. Nas plantações de eucalipto o solo apenas armazena quase metade desse valor. Em média, os povoamentos na Lousã armazenam no solo aproximadamente, 70 Mg de carbono por hectare.

Tabela 16 – Teor de carbono armazenado no solo por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Carbono no solo (Mg C ha ⁻¹)	Carbono Total (Mg C)
Pinheiro bravo puro	96	380091
Pinheiro bravo dominante	63	81821
Eucalipto puro	42	68759
Eucalipto dominante	45	702
Mistos	110	68970

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

II.2.5 Indicador 1.4.3

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado na biomassa de madeira morta existente em pé (*snags*) e no solo (*logs*).

II.2.5.1 Recolha de dados

A amostragem de madeira morta no solo (*logs*) seguiu o método descrito por Van Wagner (1982). Num transecto de 100 m, composto por duas linhas de 50 m, perpendiculares entre si, que ligavam os centros das 4 parcelas do dispositivo FORSEE (Faías *et al*, 2005), foram medidos os diâmetros dos toros com comprimento superior a 1 m que intersectavam a linha. Dentro da parcela de inventário, nas árvores mortas em pé (*snags*) foi medido o diâmetro à altura do peito e a altura total. Em ambos os casos foi anotado o estado de decomposição e considerou-se o diâmetro limite de 50 mm no eucalipto e 75 mm nas outras espécies.

II.2.5.2 Processamento de dados

A biomassa de madeira morta no solo (*logs*) foi estimada de acordo como método descrito por Van Wagner (1982), tendo sido realizadas medições em dois transectos perpendiculares de 50 m. Salienta-se que não se encontrou uma quantidade elevada de madeira morta, visto que esta é geralmente retirada para redução de combustível (fogos florestais). A madeira morta em pé (*snags*) foi medida nas parcelas de inventário e o volume foi estimado pela utilização de equações de volume disponíveis para as espécies vivas.

Em ambos os casos foi considerado o limite de diâmetro de 50 mm para o eucalipto e de 75 mm nas outras espécies, e foi aplicado um factor de conversão de volume em biomassa independente da espécie e do grau de decomposição, no valor de 0,33. Para estimar o teor de carbono armazenado foi aplicado o mesmo factor para a madeira viva, o valor 0,5.

Na tabela 16 são apresentados os valores de biomassa de madeira morta em conjunto e separadamente, ao nível do hectare, por tipo de povoamento e considerando a área de ardidos.

Tabela 17 – Biomassa de madeira morta em pé (*snags*) e no solo (*logs*) ao nível do hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa Snags (Mg ha⁻¹)	Biomassa Logs (Mg ha⁻¹)	Biomassa total Madeira morta (Mg ha⁻¹)	Carbono Madeira morta (Mg C ha⁻¹)
Pinheiro bravo puro	0,8	4,7	5,6	2,8
Pinheiro bravo dominante	0,3	0,3	0,5	0,3
Eucalipto puro	0,2	0,4	0,6	0,3
Eucalipto dominante	0,1	0,3	0,4	0,2
Outras folhosas puros	0,6	0,8	1,5	0,7
Mistos	0,3	7,1	7,3	3,7
Ardidos	1,0	0,9	1,9	0,9
Total				

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

II.2.5.3 Conclusão

Neste indicador é relevante separar a biomassa de madeira morta no solo (*logs*) da madeira em pé (*snags*) e da madeira ardida. Na tabela 17, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, observa-se que a floresta da Lousã contém, em biomassa madeira morta, cerca de 2 Mg de carbono per ha e constata-se que a 4% dessa biomassa é consequência dos incêndios florestais.

Tabela 18 – Biomassa total de madeira morta e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa Snags (Mg)	Biomassa Logs (Mg)	Biomassa total Madeira morta (Mg)	Carbono Madeira morta (Mg C)
Pinheiro bravo puro	3251	18740	21991	10995
Pinheiro bravo dominante	343	326	669	334
Eucalipto puro	275	714	989	495
Eucalipto dominante	62	198	260	130
Outras folhosas puros	233	316	550	275
Mistos	181	4421	4602	2301
Ardidos	698	626	1324	662
Total	5043	25341	30385	15192

Fonte: 2005 Inventário Florestal do FORSEE

II.2.6 Indicador 1.4.4

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado na folhada do solo.

II.2.6.1 Recolha de dados

Relativamente a este indicador foram recolhidas amostras de folhada numa área quadrada de 1 m de lado junto da parcela de inventário. Foi registada a espessura da folhada em cada lado do quadrado e calculada a sua média. As amostras retiradas foram pesadas em fresco, e pesadas após secagem em estufa, e posteriormente determinado o seu teor de carbono em laboratório.

II.2.6.2 Processamento de dados

Foram processados os dados de um total de 50 parcelas, 6 das quais eram localizadas em áreas de matos e as restantes em povoamentos puros, dominantes e mistos. A biomassa de folhada foi calculada a partir do peso seco obtido da amostra, por parcela. Foi calculado por tipo de povoamento um valor médio de carbono, com os dados obtidos da análise da amostra de folhada, multiplicado pelo valor de biomassa da parcela. Na tabela 18 apresentam-se os valores médios por hectare de biomassa e correspondente carbono armazenado.

Tabela 19 – Biomassa na folhada no solo e teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa na folhada (Mg ha⁻¹)	Carbono na folhada (Mg C ha⁻¹)
Pinheiro bravo puro	10,9	5,4
Pinheiro bravo dominante	6,7	3,3
Eucalipto puro	7,5	3,4
Eucalipto dominante	3,3	1,6
Outras folhosas puro	15,3	6,9
Mistos	13,5	5,3
Matos	8,0	3,8
Total		

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.6.3 Conclusão

Nos resultados apresentados na tabela 19, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, verifica-se que os povoamentos da Lousã e as áreas de matos armazenam na folhada no solo, aproximadamente 0.5 Mg carbono por ha, estando a maior proporção retida nos povoamentos de pinheiro bravo, quando comparando com outros povoamentos.

Tabela 20 – Biomassa total na folhada e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa na folhada (Mg)	Carbono na folhada (Mg C)
Pinheiro bravo puro	43086	21223
Pinheiro bravo dominante	8716	4311
Eucalipto puro	12249	5470
Eucalipto dominante	2344	1151
Outras folhosas puro	5755	2590
Mistos	8479	3311
Matos	19887	9490
Total	80629	38054

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.7 Indicador 1.4.5

Este indicador refere-se ao teor de carbono armazenado sub-coberto.

II.2.7.1 Recolha de dados

Dentro das parcelas de inventário foi registada a proporção das espécies arbustivas mais abundantes no sub-coberto e medida a respectiva altura média. Para obter valores de densidade aparente e teor de carbono foram colhidas amostras da vegetação arbustiva em pequenas parcelas quadradas com 1 m de lado, junto de 37 das parcelas de inventário.

II.2.7.2 Processamento de dados

Com as amostras recolhidas calculou-se para as principais espécies arbustivas factores de conversão de fitovolume em fitomassa e fitomassa em teor de carbono, apresentados na tabela 20. Com os dados registados em 80 parcelas de inventário calculou-se o fitovolume e a fitomassa, e pela aplicação dos referidos factores obtiveram-se valores médios de biomassa de sub-coberto e correspondente teor de carbono, ao nível do hectare, por tipo de povoamento, apresentados na tabela 21.

Tabela 21 – Percentagem carbono armazenado e factor de conversão de volume em biomassa por espécie

Designação	%C	k
Outras folhosas	48,5	0,61
Quercus suber	48,84	0,47
Arbutus unedo	48,5	0,98
Erica spp	50,6	0,69
Pinus pinaster	48,5	0,66
Acacia spp	47,98	0,55
Pterospartum tridentatum	50,64	1,73
Calluna spp	50,38	2,21
Ulex spp	48,91	1,48
Pteridium aquilinum	45,01	0,28
Quercus lusitanica	48,68	0,81
Rubus spp	46,5	0,48
Herbáceas/Gramíneas	40,98	1,90
Cistus spp	46,68	1,78
Hera spp	40,98	0,44
Lithodora	40,98	2,93
Genista	50,64	0,72
Crataegus	40,98	0,28
Cardo	40,98	0,33

%C = percentagem de Carbono

k = factor de conversão de volume em biomass (kg/m³)

Tabela 22 – Biomassa no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado ao nível do hectare por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa subcoberto (Mg ha⁻¹)	Carbono subcoberto (Mg C ha⁻¹)
Pinheiro bravo puro	12,3	6,0
Pinheiro bravo dominante	15,8	7,5
Eucalipto puro	9,8	4,8
Eucalipto dominante	11,2	5,6
Outras folhosas puro	9,6	4,4
Mistos	20,1	9,9
Matos	27,7	13,6
Total		

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.2.7.3 Conclusão

Pelos valores apresentados na tabela 22, considerando as áreas de ocupação do solo de 2005, constata-se que os povoamentos de pinheiro bravo armazenam a maior proporção de biomassa no sub-coberto. Os povoamentos da Lousã armazenam no subcoberto, aproximadamente 3 Mg de carbono por ha e as áreas de matos cerca de 8 Mg de carbono por ha. Os resultados são apresentados por tipo de povoamento.

Tabela 23 - Biomassa total no sub-coberto e correspondente teor de carbono armazenado por tipo de povoamento

Tipo de povoamento	Biomassa subcoberto (Mg)	Carbono subcoberto (Mg C)
Pinheiro bravo puro	48632	23887
Pinheiro bravo dominante	20662	9833
Eucalipto puro	16001	7783
Eucalipto dominante	7838	3898
Outras folhosas puro	3612	1650
Mistos	12615	6192
Matos	68675	33665
Total	109361	53243

Fonte: Inventário florestal do FORSEE (2005)

II.3 CRITÉRIO 2

Sónia Faias, Paulo Morais

Neste critério apenas foi testado o indicador 2.4, relativo ao registo de danos provocados por agentes bióticos e abióticos na floresta.

II.3.1 Recolha de dados

O dispositivo proposto pelo projecto, era composto por uma parcela de inventário e 3 parcelas satélites dispostas em cruz, para registo de dados relativos a sintomas e agentes de pragas e doenças. Em muitos casos não foi possível a aplicação deste delineamento devido a declives acentuados, densidade da vegetação arbustiva elevada, e heterogeneidade da paisagem.

Esta recolha de informação foi feita em simultâneo com o inventário, e constatou-se que o período de amostragem não coincidiu com o período favorável de visibilidade de sintomas e agentes de pragas e/ou doenças. O inventário foi realizado no Inverno, entre Novembro de 2005 e Janeiro de 2006, período favorável para observação de ninhos de processionária. No entanto, devido a ocorrência de fortes chuvadas, temperaturas baixas e até queda de neve, o número de observações deste sinal foi reduzido. Foi também possível avaliar o agente abiótico, fogo, pela existência de parcelas de inventário em áreas ardidas no Verão anterior à realização do inventário.

II.3.2 Processamento de dados

Inicialmente, foi pretendido avaliar se o dispositivo descrito no manual de procedimentos do projecto, que consistia na avaliação de sanidade florestal em mais 3 parcelas, satélites da parcela de inventário, trazia melhores resultados. No entanto as restrições devidas à fisiografia/topografia da paisagem e à elevada quantidade de sub-coberto nesta região, não permitiram realizar este dispositivo num número considerável de locais de amostragem.

A recolha de dados de sanidade florestal foi realizada entre Dezembro de 2005 e Janeiro de 2006, em simultâneo com os outros procedimentos do inventário florestal, por uma equipa não constituída por peritos em pragas e/ou doenças. Este período revelou não ser o mais favorável para a observação de sintomas e/ou agentes das principais pragas e doenças do tipo de povoamentos existentes, pois foi uma estação com ocorrência de temperaturas baixas e de aguaceiros. Assim, foram considerados os dados obtidos apenas ao nível da par-

cela de inventário, pois o número de dados registados nas parcelas satélites foi insuficiente para realizar uma análise.

II.3.3 Conclusão

A floresta da Lousã é constituída essencialmente por povoamentos de Pinheiro bravo e Eucalipto, por conseguinte é dentro destes povoamentos que foi registado um maior número de danos resultantes de agentes bióticos, como apresenta a figura 1.

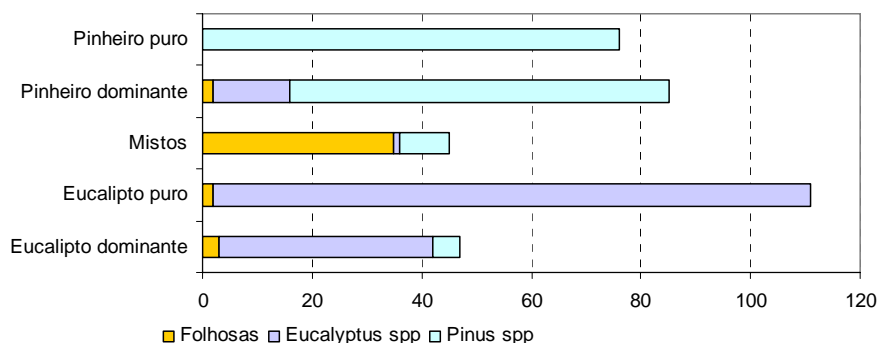


Figura 3 – Número de árvores com problemas sanitários ocorridos na parcela de inventário por espécie e tipo de povoamento

Nas figuras 2 e 3 apresentam-se os tipos de danos registados nas plantações de eucalipto e povoamentos de pinheiro, respectivamente.

Em povoamentos de resinosas é frequente encontrar ninhos de processionária (*Thaumetopoea pityocampa*) e respectivos sintomas de desfoliação. Nestes povoamentos é também frequente encontrar as árvores mais velhas com feridas por resinagem.

Em povoamentos de eucalipto observam-se sinais de folhas roídas por desfoliadores como *Gonipterus scutellatus*, e folhas aparentemente verdes, mas com diversos pontos coloridos. Ao nível do tronco observam-se em alguns povoamentos árvores com sintomas de cancro.

Nos povoamentos em geral é habitual encontrar deformações ao nível do tronco, como curvatura basal, bifurcação do tronco, existência de ramos grossos e inclinação do tronco.

Em Portugal o fogo florestal é um significativo agente abiótico. A fisiografia desta região, conjugada com a estrutura dos povoamentos com elevada densidade no sub-coberto, resulta numa vulnerabilidade destes, existindo anos em que as condições climáticas intensificam a sua propagação pela área florestal da região. Na figura 4 observa-se, para a Lousã, a

relação entre a área de floresta, estimada nos últimos inventários florestais, e a área ardida por ano de floresta e matos.

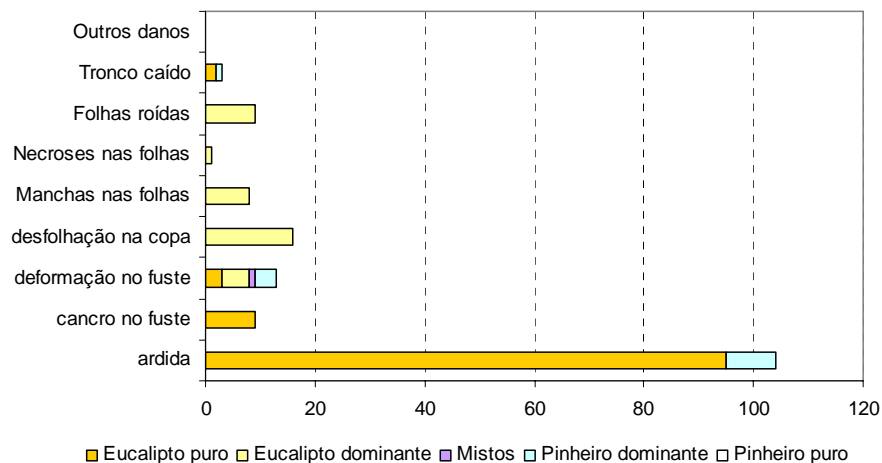


Figura 4 – Tipo de danos identificado em eucalipto na parcela de inventário, por tipo de povoamento

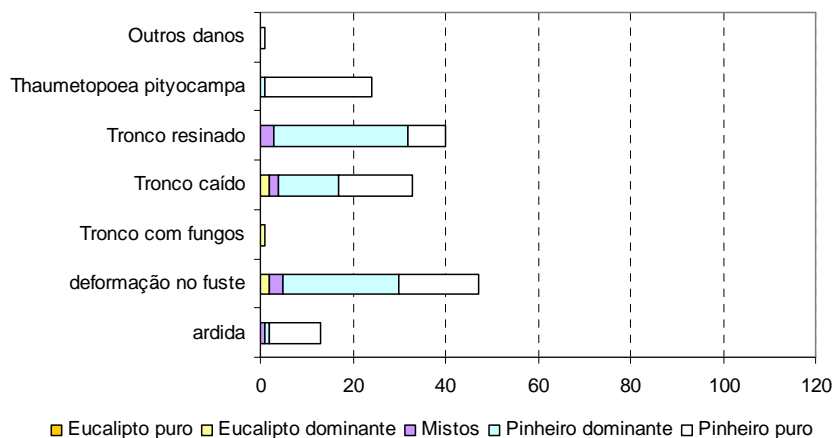


Figura 5 – Tipo de danos identificado em pinheiro bravo na parcela de inventário, por tipo de povoamento

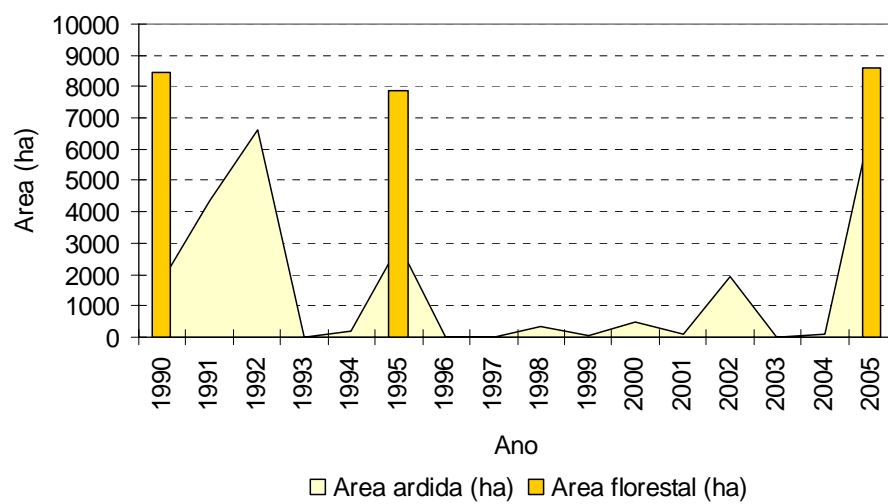


Figura 6 – Área ardida por ano de floresta e matos na zona piloto – Lousã

II.4 CRITÉRIO 3

Sónia Faias, Paulo Morais

II.4.1 Indicador 3.2

Este indicador é definido pelo valor de madeira cortado. Inclui toda a madeira retirada da floresta, com e sem casca independente do formato em que é cortada, cujo valor contribui directamente para o rendimento do proprietário florestal. Não se inclui nesta definição a madeira cortada para consumo do próprio.

II.4.1.1 Recolha de dados

A informação de madeira cortada disponível na região só existe para as principais espécies florestais, pinheiro bravo e eucalipto e apenas foi possível recolher esta informação para 2005 e 2006, proveniente de duas fontes, a associação florestal da Lousã – Aflopinhã e a administração florestal – Núcleo Florestal do Centro (DGRF²).

II.4.1.2 Conclusão

Este indicador é obtido pela razão entre o rendimento total para um determinado período e a área total de floresta da região. Foi considerado o período entre 1990 e 2005 e dado que a informação coligida foi incompleta, à escala da região, não foi possível calcular esta razão.

Os dados da tabela 23, mostram os volumes por m³ de madeira de pinheiro bravo e de eucalipto, cortada no ano de 2005, e o seu correspondente valor total, considerando o valor unitário pago aos proprietários florestais. Com os resultados da tabela 24 verifica-se que toda a madeira de eucalipto cortada juntamente com 30% da madeira de pinho vai para trituração. Portanto a grande parte da madeira de pinho vai para serração, incluindo a madeira ardida. Também pela análise de ambas as tabelas, conclui-se que a madeira de pinheiro bravo é mais valiosa que a de eucalipto, muito embora a madeira de pinho ardida apresente um valor inferior.

Através dos dados fornecidos pela administração local, apresentados nas tabelas 25 e 26, verifica-se que a exploração florestal praticada na floresta pública da Lousã está direcciona-

² Direcção Geral de Recursos Florestais

da para o pinheiro bravo, tendo o volume total cortado em 2005 e 2006 sido semelhante, com uma ligeira descida em 2006.

Tabela 24 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie em 2005

Ano 2005	Volume Total (m ³ cc)	Valor Total (€)
Pinheiro bravo	1880	54805
Pinheiro bravo ardido	872	23320
Eucalipto	2054	40985

Fonte: Aflopinhal

Tabela 25 – Volume total e valor de madeira cortada por espécie e por tipo de produto final em 2005

Ano 2005	Serração	Trituração	Serração	Trituração
	Volume Total (m ³ cc)	Volume Total (m ³ cc)	Valor unitário (€/m ³)	Valor unitário (€/m ³)
Pinheiro bravo	1356	524	32,69	20,00
Pinheiro bravo ardido	565	307	27,69	25,00
Eucalipto		2054		19,95

Fonte: Aflopinhal

Tabela 26 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2005

Ano 2005	nr. árvores cortadas	Volume Total (m ³ cc)	Valor Total (€)	Volume árvore (m ³ cc)
Pinheiro bravo	31119	5900	53500	0.19

Fonte: Nucleo florestal do Centro

Tabela 27 – Volume total e valor de madeira cortada para o pinheiro bravo na área pública da Lousã em 2006

Ano 2006	nr. árvores cortadas	Volume Total (m ³ cc)	Valor Total (€)	Volume árvore (m ³ cc)
Pinheiro bravo	24630	5530	59550	0.22

Fonte: Nucleo florestal do Centro

II.4.2 Indicador 3.5

Este indicador é relativo à área de floresta sob planos de gestão florestal.

II.4.2.1 Recolha de dados

A zona piloto – Lousã, tal como a região do Pinhal Interior Norte onde se insere é caracterizada pela pequena dimensão da propriedade florestal privada e o maior proprietário florestal é o Estado.

A informação coligida das matas nacionais e perímetros florestais foi cedida pela administração florestal central (DGRF³), e a informação relativa aos “casais”, cuja descrição é muito específica deste local, foi disponibilizada pela associação florestal local – Aflopinhal.

II.4.2.2 Conclusão

Apenas as Matas Nacionais, os baldios e casais da Lousã, e a pequena área de povoamentos geridos pelas empresas de celulose se encontram sob planos de gestão florestal. Recentemente, todo o território nacional se encontra sob um novo processo de estabelecimento de zonas de intervenção florestal (ZIF⁴).

Como plano de gestão florestal isolado apenas foi recolhida informação de um processo de certificação da área denominada “Perímetro Florestal da Lousã”, iniciado pela associação florestal da Lousã – Aflopinhal, juntamente com alguns parceiros.

Aproximadamente 40% da floresta na Lousã é propriedade pública, considerando no seu conjunto as matas nacionais, os baldios e os casais. Embora estas áreas estejam sob planos de gestão estes nem sempre são cumpridos por falta de recursos. Na tabela 27, verifica-se que a maior área delimitada é o “Perímetro florestal da Lousã” e que a floresta pública é composta na sua maioria por povoamentos de resinosas.

³ Direcção Geral de Recursos Florestais

⁴ decreto-lei 127/2005.

Tabela 28 – Área pública na Lousã e proporção do tipo de povoamento

Designação	Area (ha)	Povoamento de resinosas	Povoamento de folhosas
Cabeça Gorda*	21.92	28%	0%
COTF*	17.06	71%	6%
Perímetro Florestal de Gois*	130.59	20%	17%
Perímetro Florestal de Lousã*	1516.43	44%	24%
Mata do Braçal*	168.80	77%	1%
Mata do Sobral*	548.40	48%	42%
Casais**	1352.97		
Total	3756.17		

Fonte: *Direcção Geral de recursos Florestais, **Aflopinhel

II.4.3 Indicadores 3.6 e 3.7

O indicador 3.6 – Acessibilidade, é dado pela rede de estradas, diferenciadas quanto ao seu tipo, que permitem o acesso aos povoamentos florestais.

O indicador 3.7 relativo à área de explorabilidade, que é dada por uma distância definida, baseada na rede de estradas florestais permanentes e dependente do declive.

II.4.3.1 Recolha de dados

Estes indicadores são descritos em simultâneo, pois ambos foram processados com informação adquirida, de altimetria (2000) e rede de estradas e caminhos (2005). Esta informação foi sobreposta na informação geográfica mais actual disponível sobre o tipo de ocupação do solo (1995). A rede de estradas utilizava a seguinte diferenciação quanto ao seu tipo:

Públicas – classificadas pela administração, excluindo estradas interditas à utilização por tractores (p.e. autoestradas)

Permanentes – construídas para dar acesso à floresta

Temporárias – construídas apenas para um determinado período (abates);

Quebra-fogos ou Aceiros

Caso especial – via ferroviária

II.4.3.2 Processamento de dados

A acessibilidade permite conhecer a área de floresta fornecida por uma rede de estradas. Para processar esta informação foi utilizada uma ferramenta do sistema de informação geográfica “ArcGis v.9.1”, para calcular o comprimento total por tipo de estrada. A densidade viária foi calculada por tipo de estrada utilizando a área de floresta obtida pela ocupação do solo de 1995. A unidade de medida considerada foi metros de estrada por hectare.

Para o cálculo da área de explorabilidade em estradas florestais permanentes e de acordo com a fisiografia da nossa região foram consideradas 3 classes de acessibilidade,

Classe 1 – com acessibilidade para uma distância até 200 m e independente do declive.

Classe 2 – com acessibilidade para uma distância superior a 200 m, para declives inferiores a 60%

Classe 3 – com menor acessibilidade para uma distância superior a 200 m, para declives superiores a 60%

II.4.3.3 Conclusão

Pela análise da tabela 28 verifica-se a existência de uma densidade viária que ultrapassa os 95 m por ha. De acordo com o Planeamento Regional de Ordenamento florestal do Pinhal Interior Norte (PROF, 2005), a Lousã é das áreas com maior densidade viária da região. Mesmo em locais com declives acentuados, como se observa na tabela 29, a rede viária dispersa permite a existência de exploração florestal apesar dos seus condicionalismos.

Tabela 29 – Acessibilidade por tipo de estrada classificada

Tipo estrada	Acessibilidade	Comprimento total (km)	Percentagem (%)	Densidade (m ha ⁻¹)
Estradas públicas	Estradas nacionais	29.5	4%	3.7
	Estradas municipais	68.7	9%	8.7
	Veredas	74.0	10%	9.4
Estradas florestais permanentes	Estradas florestais	561.2	74%	71.3
Outras	Aceiros	14.8	2%	1.9
	Caminho-ferro	7.1	1%	0.9
	TOTAL	755.3	100%	95.9

Tabela 30 – Explorabilidade por classe de acessibilidade

Tipo	Classe	Distância (m)	Declive (%)	Area (ha)
acessíveis	1	0-200		7683.3
	2	200-1000	<60	78.1
inacessíveis	3	200-1000	>60	87.6

II.5 CRITÉRIO 4

Raul Salas, Beatriz Fidalgo, Paulo Morais, José Gaspar

O Concelho da Lousã foi seleccionado como área piloto para testar indicadores do critério 4 relativo à conservação e melhoramento da biodiversidade nos ecossistemas florestais. Por um lado, devido à existência de uma actividade florestal significativa e, por outro lado, por ser também uma área representativa da região Centro de Portugal, onde o sector florestal é importante. Este Concelho possui mais de 7 mil hectares com ocupação florestal, apresentando quer o regime de propriedade privada, quer o regime de propriedade pública, tendo portanto povoamentos geridos com silvicultura intensiva (p.e. *Eucalyptus globulus*) e povoamentos com espécies com interesse de conservação, nomeadamente folhosas autóctones.

Uma das primeiras tarefas dos grupos de especialistas foi analisar as listas existentes dos indicadores de gestão sustentável, seleccionados através do processo interministerial de Viena. No âmbito do critério “Conservação e melhoramento da biodiversidade nos ecossistemas florestais”, o comité técnico 4 do projecto FORSEE propôs e melhorou os protocolos para a avaliação destes indicadores, sendo retidos os indicadores e verificadores que se apresentam na tabela 30.

Tabela 31 – Indicadores e verificadores da biodiversidade

Escala	Indicadores	
Povoamento	Composição	Identificar e contar o número de espécies
	Tipo de regeneração	Regulares ou irregulares
	Naturalidade	Semi-natural vs. Plantações
	Espécies introduzidas	Presença de espécies exóticas ou aclimatadas
	Madeira morta	Volume da madeira morta
Paisagem	Padrões da paisagem	Heterogeneidade, fragmentação e conectividade

II.5.1 Indicador 4.1

Este indicador é definido pela composição de espécies arbóreas.

Diversos autores apontam como indicadores básicos da biodiversidade a riqueza e a abundância de espécies presentes nos povoamentos, nos ecossistemas ou na paisagem (Krebs, 1989; Moreno, 2001).

Este indicador pretende caracterizar os povoamentos sob o ponto de vista da sua composição. Para isso na zona piloto da Serra da Lousã foi realizada a fotointerpretação do voo CNIG de 1995 que permite determinar o tipo do uso do solo, os tipos de povoamentos florestais e a respectiva percentagem de coberto de cada tipo florestal.

A área mínima usada na fotointerpretação foi de 0.5 ha, foram utilizados duas classificações: a classificação utilizada no Inventário Florestal Nacional de Portugal e a classificação da EUNIS. A classificação do IFN porque é a chave mais utilizada em Portugal e permite a identificação dos tipos de floresta mais frequentes em Portugal, e a chave de classificação da EUNIS, para que os resultados pudessem ser partilhados entre parceiros do mesmo projecto.

A ocupação do solo, segundo a classificação do IFN (tabela 31), diz respeito à caracterização da ocupação principal e secundária do solo sob uma determinada utilização, sendo definido, no caso dos povoamentos florestais, pela identificação das espécies destas ocupações principal e secundária, que se repetirão no caso de uma ocupação única. A ocupação do solo de natureza florestal será caracterizada com base nas espécies presentes sendo diferenciadas as espécies ou grupos de espécies apresentados na tabela 31.

Consultando a classificação da EUNIS, definiu-se que os povoamentos sob estudo correspondem às classes EUNIS apresentada na tabela 32.

Tabela 32 – Classificação utilizada no Inventário Florestal Nacional

Quanto à utilização do solo (Nível I)	Agrícola (AG) Florestal (FL) Incultos (IC) Áreas degradadas (DR) Improdutivo (IP) Social (SC) Águas (HH)
Ocupação do solo de natureza agrícola	Cultura de sequeiro (Ca) Cultura de regadio (Rg) Olival (OI) Vinha (Vi) Pomar (Po) Prados ou pastagens permanentes (Pp)
Ocupação do solo de natureza florestal	Pinheiro bravo (Pb) Outras resinosas (Rd) Eucalipto (Ec) Outras Folhosas (Fd)
Ocupação do solo de outra natureza (incultos)	Cobertura vegetal de porte arbustivo baixo ou subarbustivo (Ma) Pastagens naturais pobres (Pa) Área agrícola abandonada (Aa)

Tabela 33 – Tipos de povoamentos florestais segundo a Classificação da EUNIS

Código	Descrição do tipo florestal
E1.5	Mediterranean-montane grassland
E1.A	Mediterranean dry acid and neutral open grassland
E7	Sparsely wooded grassland
F4.24	Ibero-Atlantic (<i>Erica-Ulex-Cistus</i>) heaths
G1	Mixed deciduous woodland
G1.7D9	Gallo-Iberian <i>Castanea sativa</i> forests
G2.81	Eucalyptus plantations
G2.91	<i>Olea europaea</i> groves
G3.71	Iberian <i>Pinus pinaster</i> ssp <i>atlantica</i> forest
G4	Mixed deciduous and coniferous woodland
G4.F	Mixed forestry plantations
H3.61	Bare weathered rock and outcrop habitats
I1.13	Medium-scale intensive unmixed crops
I1.3	Arable land with unmixed crops grown by low-intensity agriculture methods
I1.53	Fallow un-inundated fields with annual and perennial weed communities
J1.5	Diffused construction of cities, villages and towns

Assim a aplicação dos dois tipos de estratificação na zona piloto deu origem à equivalência dos estratos apresentados na tabela 33.

A verificação de campo da fotointerpretação foi realizada na altura da execução do inventário florestal o que permitiu rectificar ou validar a fotointerpretação.

A informação foi tratada utilizando o programa ARCGIS versão 9.1.

Considerando ambas as classificações e a área de ocupação de cada tipo de povoamento florestal, fica clara a dominância dos povoamentos de *Pinus pinaster* e de *Eucalyptus globulus*, em povoamentos puros e mistos (tabela 34).

Tabela 34 – Classificação dos usos do solo na zona piloto

Classificação IFN			Classificação EUNIS
Nível I	Nível II	Nível III	
AG	CA	00	I1.3
		FD	
		OL	
		PB	
	OL	00	G2.91
		CA	
		RG	
	VI	00	I1.13
		FD	
	RG	00	
		FD	
	PO	00	G2.91
	PP	00	E1.5
		FD	
		PB	
FL	PB	00	G3.71
		EC	G4.F
		FD	G4
	EC	00	G2.81
		PB	G4.F
	FD	00	G1
			G1.7D9
	RD	PB	G4
		00	G3.F22
		FD	G4
SC	00	00	J1.5
HH	00	00	
DR	00	00	H3.61
IP	00	00	
IC	AA	00	I1.53
		EC	
		FD	
		PB	
	FD	00	E7
		MA	
	MA	00	F4.24
		EC	
		FD	
		PB	
	PA	00	E1.A

Tabela 35 – Composição dos povoamentos florestais

Classificação EUNIS	Classificação IFN	Composição	AREA (ha)	%
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO	Puro	2490,04	31,6%
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBEC	Misto com eucalipto	2455,71	31,2%
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)	PBFD	Misto com folhosas diversas	657,62	8,4%
		Total Pinheiro	5603,37	71,2%
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO	Puro	1627,24	20,7%
		Total Eucalipto	1627,24	20,7%
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	Puro	107,99	1,4%
	FDFD	Misto	306,38	3,9%
		Total Folhosas	414,36	5,3%
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO	Puro	224,02	2,8%
		Total Resinosas	224,02	2,8%
		Total	7869,00	100%

Como já foi referido, o estrato arbóreo é composto na sua maioria por *Pinus pinaster* puro ou *Pinus pinaster* dominante com *Eucalyptus globulus* ou folhosas diversas (5603.37 ha).

A *Eucalyptus globulus* aparece em segundo lugar com uma área de 1627.24 ha em povoamentos puros, representando aproximadamente 21% da área florestal total. Os povoamentos mistos de folhosas diversas apresentam uma área de 414,3 ha, localizados essencialmente no perímetro florestal, estando portanto sob administração pública. A área de folhosas diversas, encontra-se distribuída por um grande número de manchas (52 polígonos) de área muito reduzida. Tendo em conta a área de ocupação as espécies florestais aparecem ordenadas (grau decrescente de importância) da seguinte forma: *Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus*, *Castanea sativa*, *Quercus robur*, *Quercus suber*, *Arbutus unedo*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Pinus pinea*, *Quercus pyrenaica*, *Betula pubescens*, *Cupressus lusitanica*. Foi notória a existência da espécie invasora *Acacia* sp em 11 povoamentos estudados. No ponto 4.10 será apresentada a análise da riqueza de espécies no estrato arbóreo estimada com os índices de biodiversidade seleccionados. Para tal utilizaram-se os dados recolhidos no inventário florestal praticado e que foi explicado anteriormente no capítulo relativo ao critério 1. Este inventário forneceu também os dados necessários para testar os indicadores que a seguir são descritos.

II.5.2 Indicador 4.2

O objectivo deste indicador, relativo à regeneração, é determinar a superfície em regeneração com povoamentos regulares e irregulares. Os povoamentos regulares podem ser regenerados por via natural ou artificial (plantações). É claro que sob o ponto de vista da biodiversidade a regeneração natural possui vantagens e aspectos relevantes na biologia evolutiva dos povoamentos florestais, mantendo uma permanente troca de informação genética, traduzindo-se isto numa maior diversidade genética no interior dos povoamentos. Em contrapartida, perante um cenário de silvicultura intensiva, recorrer a espécies exóticas ou nativas de rápido crescimento vai normalmente acompanhado da instalação dos povoamentos por plantações, produzindo assim, povoamentos regulares com um material genético geralmente mais restrito. A riqueza de espécies nos povoamentos dependerá da estrutura e da composição, ou seja, do método seleccionado para a sua criação.

Segundo Paiva (2002) os povoamentos regulares na Serra da Lousã foram na sua totalidade criados por regeneração artificial. Contudo hoje apresentam com relativa frequência regeneração natural.

Na tabela 35, é apresentado o tipo de regeneração observado nos povoamentos na zona piloto estimado com base nas parcelas visitadas no campo.

Tabela 36 – Estrutura dos povoamentos florestais

Classificação EUNIS	Classificação IFN	Composição	AREA (ha)	
			Regular	Irregular
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO	Puro	2490,04	
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBEC	Misto com eucalipto		2455,71
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)	PBFD	Misto com folhosas diversas		657,62
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO	Puro	1627,24	
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	Puro	107,99	
	FDFD	Misto		306,38
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO	Puro	224,02	
Total (%)			56,54%	43,46%

A tabela 35 mostra que aproximadamente o 44% dos povoamentos, apresentam regeneração natural, este valor refere-se em particular aos povoamentos irregulares, mas também é

verdade que dentro dos povoamentos de pinheiro bravo, existem povoamentos regulares que foram regenerados naturalmente.

É de salientar que no caso dos povoamentos mistos de *Pinus pinaster* e de *Eucalyptus globulus* a regeneração natural observada em geral pode ser atribuída ao baixo grau de intervenção ou mesmo ausência de intervenções, permitindo assim o aparecimento de outras espécies que originalmente não tinham sido estabelecidas no povoamento. A mistura de espécies mais frequente é de *Pinus pinaster* com *Eucalyptus globulus* que atinge 31,2% da área florestal. Nestes casos a regeneração natural não representa obrigatoriamente uma vantagem sob o ponto de vista da avaliação deste indicador da biodiversidade (regeneração). Por outro lado, notou-se a regeneração de folhosas diversas num grande número de manchas ou povoamentos.

II.5.3 Indicador 4.3

Este indicador relativo ao grau de naturalidade num povoamento florestal depende da intensidade das intervenções humanas e da presença ou actuação dos agentes naturais de perturbação (fogo, ventos, etc.). Dado o temperamento das espécies presentes, é de esperar que no caso de espécies não tolerantes as estruturas regulares sejam mais frequentes, com tendência a encontrar um número mais reduzido de classes diamétricas e de andares verticais. Como já foi referido a estrutura final dependerá da intensidade das intervenções silvícolas e dos próprios mecanismos de auto-regulação da densidade da espécie, gerada pela concorrência intraespecífica. Por outro lado, nas espécies tolerantes será possível manter um maior número de classes diamétricas e portanto de andares dentro dos povoamentos. Além da estrutura, a existência de povoamentos mistos proporcionará melhores condições para o estabelecimento de um maior número de espécies florísticas e faunísticas. Em suma, os povoamentos com estruturas irregulares e mistos podem considerar-se como aqueles que potencialmente vão possuir uma maior biodiversidade devido à diversidade de habitats que podem oferecer devido à sua estrutura e composição.

Contudo, qualquer que seja o tipo de povoamento em questão, o grau de naturalidade estará dependente do tipo de origem que teve e do nível de intervenção a que é submetido sendo o grau de naturalidade tanto menor quanto mais intensa for a intervenção humana e consoante a forma com que foi regenerado (Tabela 36).

Tabela 37 – Naturalidade dos povoamentos no Concelho da Lousã

Classificação EUNIS	Classificação IFN	AREA (ha)		
		sem distúrbios	semi-natural	plantações
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO		2490,04	
	PBEC			
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBFD			2455,71
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)				657,62
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO			1627,24
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	107,99		
	FDFD			306,38
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO		224,02	
Total (%)		0,00	35,86	64,14

Como acontece em vastas zonas da Europa ocidental, na zona piloto não há povoamentos florestais naturais, distribuindo-se portanto entre os semi-naturais e os artificiais. Devidas as extensas áreas plantadas/semeadas com *Pinus pinaster* no passado, observamos hoje que a maior proporção de povoamentos semi-naturais corresponde a povoamentos desta espécie que actualmente se regeneram naturalmente. Apenas 4% dos povoamentos semi-naturais correspondem a folhosas nativas, cujos povoamentos tiveram no passado uma distribuição natural maior na área de estudo. Por outro lado, é evidente que há uma maior proporção de povoamentos artificiais na Serra da Lousã (64%), povoamentos que foram criados com o intuito de produção lenhosa mas em que o baixo nível de intervenção levou ao aparecimento accidental de povoamentos mistos de pinheiro bravo e eucalipto. Já alguns povoamentos mistos de folhosas e resinosas diversas foram plantações criadas intencionalmente como povoamentos mistos.

II.5.4 Indicador 4.4

O indicador relativo à introdução de espécies responde a diferentes objectivos de utilização. Na área piloto, foram introduzidas espécies de resinosas tais como *Pseudotsuga menziessi*, *Pinus nigra*, *Chamaecyparis lawsoniana*, etc., todas elas com o claro objectivo inicial de produção lenhosa. Contudo, como actualmente cresceu a procura de outros bens e serviços por parte da sociedade, alguns povoamentos criados com estas espécies está hoje a ser gerida com outros objectivos (áreas públicas).

Entre as folhosas destaca-se a introdução massiva da *E. globulus* para a produção lenhosa intensiva, e das acácias: *Acacia dealbata* e *Acacia longifolia*, que foram inicialmente introduzidas para a protecção dos solos, mas que hoje são espécies invasoras num processo de expansão difícil de controlar e ameaçando a colonização de vastas áreas do território. Relativamente à *Eucalyptus globulus*, como já foi referido, ocupa uma área significativa, explorada em regime de talhadia para produção intensiva de material lenhoso para pasta de papel.

O Pinheiro bravo pode ser considerada como uma espécie semi-natural já que a sua área de distribuição natural se encontra precisamente em Portugal. Segundo Margulis (1982) podíamos considerar que o pinheiro bravo já é de facto uma espécie naturalizada devido a que mostra uma grande capacidade de reprodução e portanto de dispersão. Já no caso do eucalipto, e apesar de ter também capacidade de reprodução, nota-se menos a sua influência devido aos ciclos curtos da rotação a que esta espécie é submetida no regime da talhadia (tabela 37).

Talvez o facto mais relevante sob o ponto de vista da biodiversidade seja mesmo a baixa percentagem de ocupação das espécies de folhosas tanto em povoamentos originados por regeneração natural ou artificial.

Tabela 38 – Área de ocupação de espécies introduzidas

Classificação EUNIS	Classificação IFN	ÁREA (ha)	
		dominado	dominante
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	PBOO		2490,04
	PBEC		
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	PBFD		2455,71
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)			657,62
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	ECOO		1627,24
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	FDOO	107,99	
	FDFD	306,38	
Povoamentos de resinosas diversas (G3)	RDOO		224,02
Total (%)		5,27	94,73

II.5.5 Indicador 4.5

Este indicador é relativo à presença de madeira morta na floresta que proporciona alimento e refúgio a uma grande proporção de organismos. A destruição, a fragmentação e a degra-

dação das florestas promoveu o desaparecimento ou a redução radical da abundância de certos organismos. Certo é que existe uma grande variedade de organismos que dependem, durante uma parte do seu ciclo vital, das árvores mortas ou moribundas. Estes seres formam uma importante parte da biodiversidade florestal, dado que desempenham um papel insubstituível no funcionamento dos ecossistemas florestais (Humphrey et al., 2002).

Uma das directivas gerais pan-europeias para a aplicação à escala operacional da gestão sustentável das florestas recomenda a manutenção da madeira morta, constituída por árvores mortas em pé (*snags*) ou no solo (*logs*). Estes devem ser mantidos em termos da sua quantidade e distribuição, para salvaguardar a biodiversidade, tendo em conta os ecossistemas circundantes.

Por outro lado, a decomposição da madeira constitui uma parte importante no ciclo do carbono nos ecossistemas, assunto que é tratado em detalhe no estudo correspondente do critério 1: Recursos florestais e a sua contribuição para os ciclos do carbono.

A metodologia deste indicador já foi descrita no Critério 1 deste relatório. Não somente o volume de madeira morta é importante mas também o facto de se tratar de madeira morta no solo (*logs*) ou de madeira morta em pé (*snags*).

Assim, a madeira morta no solo (*logs*) foi medida em dois transeptos de 50 m de comprimentos (figura 5). São árvores mortas, no chão ou suspensas por um dos extremos formando um ângulo com o solo inferior a 45°, cujo diâmetro é superior a 75 mm (50 mm no caso da *Eucalyptus globulus*) e comprimento superior a 1 m.

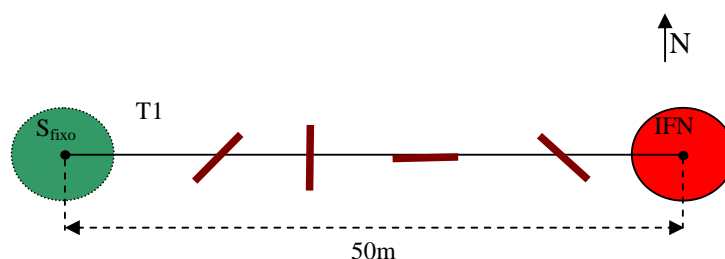


Figura 7 - Esquema de marcação dos transeptos

A madeira morta em pé (*snags*) foi avaliada na parcela IFN e na parcela de raio fixo, que apresenta uma superfície equivalente à parcela de inventário (500 m²). São árvores mortas, que permanecem em pé e cujo diâmetro é maior ou igual a 75 mm (50 mm no caso da *Eucalyptus globulus*).

Na análise deste indicador, foi feito um agrupamento dos *logs* e *snags* por estrato arbóreo e classe de decomposição. Quantificou-se o seu número, o diâmetro médio (cm) e o volume médio (m³ ha⁻¹). No caso dos *snags* foi medida ainda a sua altura total. As tabelas 38 e 39 mostram os resultados relativos à madeira morta.

Tabela 39 – Resultados médios dos *snags* inventariados

Eunis classification	snags	Classes de decomposição				
		1	2	3	4	5
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	n.º snags	20		1		
	diâmetro (cm)	6,3		5,2		
	altura (m)	10,1		10,2		
	volume (m ³ ha ⁻¹)	3,4		0,2		
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	n.º snags	20	2			
	diâmetro (cm)	11,9	13,3			
	altura (m)	11,3	9,2			
	volume (m ³ ha ⁻¹)	3,2	1,7			
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	n.º snags	49	12	2		4
	diâmetro (cm)	13,9	11,5	13,0		13,3
	altura (m)	10,8	7,8	10,3		2,4
	volume (m ³ ha ⁻¹)	8,1	5,5	1,4		2,1
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G 4)	n.º snags	3	5	2		
	diâmetro (cm)	14,8	8,0	10,4		
	altura (m)	10,1	10,0	9,0		
	volume (m ³ ha ⁻¹)	2,5	1,3	1,0		
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	n.º snags	33	4			
	diâmetro (cm)	18,5	20,6			
	altura (m)	10,0	7,2			
	volume (m ³ ha ⁻¹)	9,5	4,1			

Foi registado um número bastante significativo de árvores mortas de *Pinus pinaster* de pequena ou média dimensão. Em contrapartida no caso das folhosas diversas encontramos um número significativo de árvores com diâmetro superior a 30 cm e algumas árvores de pequena dimensão. Estes dois tipos de floresta foram os de maior relevância no que diz respeito à madeira morta.

A classe de decomposição 1 e 2 são as classes mais importantes nas folhosas diversas apresentando o número mais elevado de *snags* e *logs*. Na *Pinus pinaster* as cinco classes apresentam um número de *snags* e *logs* muito elevado, sendo significativo o elevado número de indivíduos na classe de decomposição 5.

Tabela 40 – Resultados médios dos logs inventariados

Eunis classification	Logs	Classes de decomposição				
		1	2	3	4	5
Plantações de <i>Eucalyptus globulus</i> (G2.81)	n.º logs		1	15	4	
	diâmetro (cm)		8,3	8,4	6,0	
	volume (m ³ ha ⁻¹)		0,9	2,5	1,1	
Povoamento de <i>Pinus pinaster</i> misto com <i>Eucalyptus globulus</i> (G4.F)	n.º logs	2	5	33	1	
	diâmetro (cm)	11,8	7,0	7,0	11,6	
	volume (m ³ ha ⁻¹)	1,8	0,8	4,4	1,7	
Povoamento puro de <i>Pinus pinaster</i> (G3.71)	n.º logs	13	8	8	5	22
	diâmetro (cm)	16,0	23,6	11,3	10,8	15,7
	volume (m ³ ha ⁻¹)	12,0	64,2	2,1	3,6	74,6
Povoamento misto de <i>Pinus pinaster</i> com folhosas diversas (G4)	n.º logs	5	1	1	2	1
	diâmetro (cm)	7,8	10,2	13,7	11,4	7,1
	volume (m ³ ha ⁻¹)	2,8	1,3	2,3	3,5	0,6
Povoamentos de folhosas diversas (G1)	n.º logs	4	19	6	1	4
	diâmetro (cm)	32,1	15,0	10,5	7,3	7,9
	volume (m ³ ha ⁻¹)	54,5	12,8	4,9	0,7	0,8

As folhosas diversas, por apresentarem árvores mortas de maior dimensão, têm um valor mais elevado, conforme os critérios que se têm discutido como indicadores de biodiversidade. Sob o ponto de vista do número de árvores mortas é a *Pinus pinaster* quem dá um maior contributo para este indicador.

II.5.6 Indicador 4.7

Este indicador é relativo à caracterização da paisagem.

Foi desenvolvida uma análise quantitativa da estrutura da paisagem, caracterizando o padrão espacial do coberto florestal, através de métricas capazes de expressar a composição, heterogeneidade, fragmentação e conectividade da paisagem, factores que se sabe influenciarem a riqueza de espécies e a biodiversidade em termos genéricos, como o prova a extensa bibliografia produzida sobre o assunto nos últimos anos (Jeanneret et al., 2003; Laganke et al., 2005, McAlpine e Eyre, 2002).

A existência de um grande número de métricas e o elevado grau de correlação que existe entre elas, fez com que grande parte do trabalho efectuado no âmbito deste projecto se concentrasse na selecção de um número pequeno de métricas que pudesse ser utilizado para caracterizar e monitorizar as mudanças que se operam no coberto florestal ao longo do tempo e que afectam a biodiversidade.

Da literatura consultada foi possível extrair um conjunto de linhas orientadoras para seleccionar um grupo de métricas relevantes para o objecto de estudo. Esta selecção pode ser baseada em conhecimento especializado ou em experiências de trabalho passado ou então em métodos estatísticos (ver De Clercq, 2006 entre outros). Como não existia nenhum conhecimento ou experiência de trabalho neste âmbito na área de estudo ou em paisagens com características semelhantes optou-se pela segunda abordagem. A maioria das abordagens baseadas nos métodos estatísticos utiliza a análise de componentes principais (PCA), como técnica de redução da redundância apresentada nas métricas da paisagem (Honnay, 2003; Lausch 2002).

Assim começou por se calcular um vasto conjunto de métricas utilizando o programa de domínio público FRAGSTATS 3.0 (McGarigal e Marks, 1995) seguindo os procedimentos descritos em Riitters et al. (1995). As métricas foram calculadas para todas as classes de uso, considerando dentro da ocupação florestal as manchas definidas pela ocupação principal (um total de nove classes). Para tal utilizaram-se os mapas produzidos pela foto interpretação já acima referidos. Na conversão para o sistema raster utilizou-se uma célula de 100 m².

Em seguida calcularam-se os coeficientes de correlação de Spearman para todos os pares de métricas. Nos pares de métricas que apresentaram coeficiente superior a 0.75, uma das métricas foi eliminada da análise posterior (Griffith et. al., 2000). Todas as outras métricas foram mantidas dado o carácter exploratório da análise. No final, um conjunto de 24 métricas foi submetida à PCA.

A análise de componentes principais foi feita utilizando uma rotação “vari-max” para permitir uma melhor interpretação dos dados, tal como é recomendado por Simmering et. al. (2006), e Griffith et al. (2000) entre outros. Na tabela 40 mostra-se a percentagem da variância explicada pelos eixos da PCA.

Tabela 41 – Valores próprios e variância explicada pelos eixos da PCA

Eixo	Valor próprio	% de variância explicada	% de variância acumulada
1	3,589299	0,4487	0,4487
2	1,542053	0,1928	0,6414
3	1,095997	0,1370	0,7784
4	0,825329	0,1032	0,8816
5	0,712133	0,0890	0,9706
6	0,219753	0,0275	0,9981
7	0,015434	0,0019	1,0000
8	0,000001	1,0000	

Da sua análise se conclui que os três primeiros eixos explicam cerca de 78% da variância encontrada, ou seja uma percentagem muito significativa, facto que levou a que fossem retidos estes três eixos para posterior análise.

Em seguida seleccionou-se um conjunto de oito métricas, aquelas que apresentam uma contribuição superior a 0.40 para os três primeiros eixos e que se apresentam na Tabela 41.

Tabela 42 - Contribuição das métricas para a composição dos três primeiros eixos da PCA

Métrica	Eixos principais		
	Prin1	Prin2	Prin3
Tipo de povoamento	0,10	0,37	-0,64
Area (ha)	0,48	0,18	0,04
Indice de forma (shape)	0,49	-0,20	-0,06
Complexidade da forma (Fractal)	0,38	-0,45	-0,14
Area de Interior (TCA)	0,48	0,18	0,04
Area média de interior (CORE)	0,19	-0,18	0,63
Densidade de áreas de interior	0,27	0,59	0,19
Média da distância à mancha mais próxima (NNN)	-0,18	0,41	0,37

Composição: Para cada tipo de coberto foi calculada a área e número de manchas. Assim pode dizer-se que a zona piloto é essencialmente constituída por áreas com *Pinus pinaster* puro e misto (5603 ha) e por *Eucalyptus globulus* (1627 ha) em povoamentos puros. As folhosas diversas têm apenas 414 ha e as resinosas diversas têm 224 ha. A *Eucalyptus globulus* apresenta uma área muito fragmentada, uma vez que exhibe um maior número de manchas por unidade de área (Figura 6).

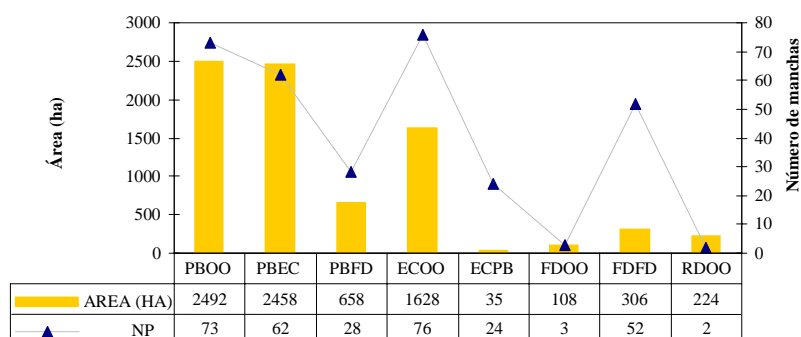


Figura 8 – Área total e número de manchas por tipo de povoamento florestal no Concelho da Lousã, Portugal.

Forma das manchas. A análise da forma, particularmente a dimensão fractal mostra que os povoamentos de *E. globulus* possuem as formas mais regulares e menos complexas, facto ligado à sua origem artificial e portanto a um maior grau de intervenção humana na sua origem (Figura 7). Este mesmo padrão, embora menos evidente foi observado nos povoamentos regulares de *P. pinaster* e nos povoamentos de resinosas diversas. Em contrapartida, nos povoamentos de folhosas diversas estes valores foram os mais elevados, mostrando assim a maior complexidade da forma destes povoamentos, e o menor grau de intervenção humana nestas manchas (figura 7).

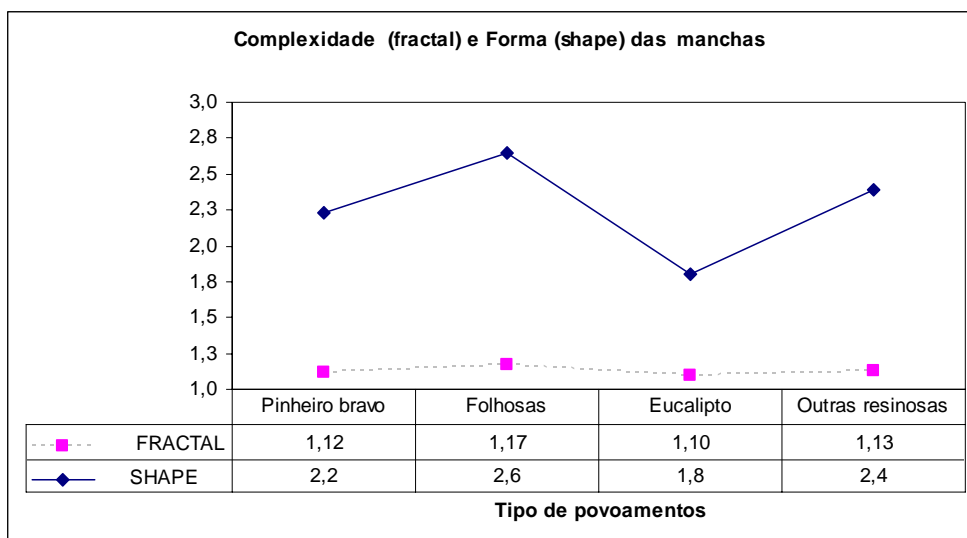


Figura 9 – Forma dos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal.

Fragmentação e Conectividade A distância média ao vizinho mais próximo (ENN_MN) mostra que em todas as classes a distância entre manchas de características semelhantes é bastante pequena mostrando que manchas do mesmo tipo se localizam sempre próximas

umas das outras (Figura 8).

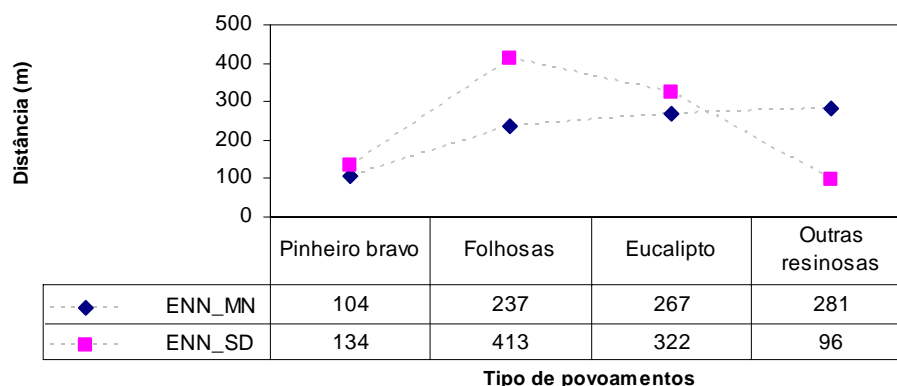


Figura 10 – Distância média ao vizinho mais próximo nos povoamentos florestais no Concelho da Lousã, Portugal.

De facto assim é com os povoamentos de pinheiro bravo, dada a sua grande área de ocupação a formarem extensas áreas mais ou menos contínuas, logo seguidos do eucalipto. Já as folhosas diversas e as resinosas, concentram-se em determinadas localizações (linhas de água no primeiro caso e perímetro florestal no segundo). A análise do desvio padrão desta distância (ENN_SD) mostra um padrão relativamente diferente entre os diferentes tipos, ou seja, com os povoamentos de folhosas diversas a exibirem um desvio padrão francamente superior ao das outras classes. Esta observação em conjunto com a existência de uma pequena área de distribuição e um grande número de manchas, denuncia a fragmentação que afecta este tipo florestal.

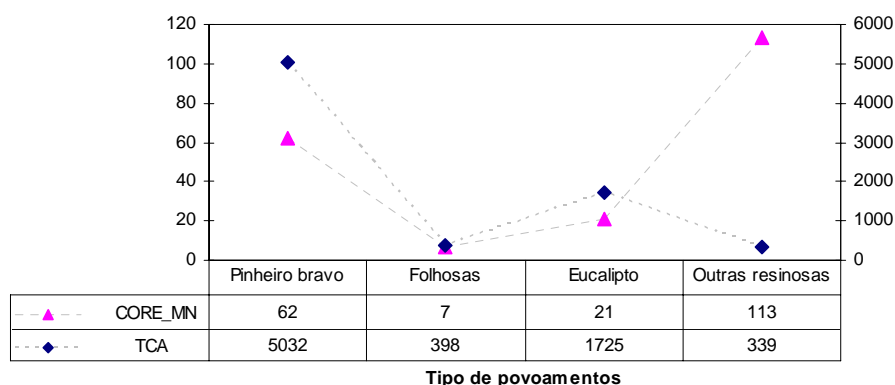


Figura 11 – Área de interior total (TCA) e área média das manchas com área de interior

As métricas relativas á área de interior (Figura 9) confirmam de facto a existência de poucas áreas de interior da reduzida dimensão das manchas com áreas de interior (7 ha) no caso das folhosas diversas.

De salientar também que no caso do eucalipto a média das dimensões das manchas com áreas de interior embora superior às das manchas de folhosas são consideravelmente inferiores às do pinheiro bravo e das outras resinosas contrariando a ideia mais ou menos generalizada de que as plantações ocupam grandes áreas contínuas. De facto, neste tipo de paisagem, onde a propriedade privada é de pequenas dimensões as plantações surgem em manchas de dimensões mais reduzidas.

II.6 DIVERSIDADE DAS PLANTAS VASCULARES

Raul Salas, Beatriz Fidalgo, Paulo Morais, José Gaspar

Este indicador 4.10a, relativo à diversidade das plantas vasculares é um verificador seleccionado pelo grupo de peritos.

Para fins da avaliação da biodiversidade do subcoberto, foram seleccionadas aleatoriamente 54 parcelas dentro das 135 parcelas escolhidas para efectuar o inventário florestal neste projecto. A distribuição da amostra não foi proporcional à área dos estratos, mas sim de forma a garantir a amostragem dos diversos estratos presentes. Com este método foram amostrados todos povoamentos em qualquer estágio de desenvolvimento e em qualquer grau de complexidade estrutural. No capítulo relativo ao critério 1, foi explicado que as áreas com espécies de interesse de conservação foram inventariadas com uma grelha mais pequena (0,5 x 0,5 km) devido à sua reduzida área de povoamentos. O centro da parcela possui pontos correspondentes a pontos da grelha do Inventário Florestal.

Para a avaliação da biodiversidade, utilizou-se o método da área mínima, constituído por uma parcela denominada A_0 cuja forma inicial foi quadrada. A delimitação da parcela A_0 foi feita a partir do centro da parcela da através da medição de 0.71 m na direcção NE (ângulo de 45° em relação ao Norte), com o auxílio de uma fita métrica. As parcelas quadradas seguintes, cujos lados foram marcados segundo as direcções N-S e E-W, são executadas com a ajuda de uma fita métrica e de uma bússola, para garantir um ângulo de 90° entre cada lado adjacente. Depois de marcar o primeiro lado, marcaram-se os dois lados que lhe são perpendiculares e, finalmente, verificou-se o comprimento do quarto lado, caracterizando assim o chamado método da área mínima, representado na figura 4.5.

Esta operação repetia-se sempre que se aumentava a área da parcela, por exemplo de 1 m por 2 m para 2 m por 2 m. No quadrado inicial de 1m por 1m foi identificado e contabilizado o número de espécies herbáceas. Caso se encontrem novas espécies, aumenta-se a área para um quadrado com 2 m de lado. Sempre que eram encontradas espécies novas, a dimensão das parcelas aumentava para o dobro até se deixar de encontrar espécies novas. A área final dependia do tipo de vegetação de cada mancha, obtendo a área mínima especificamente para cada uma delas (figura 10).

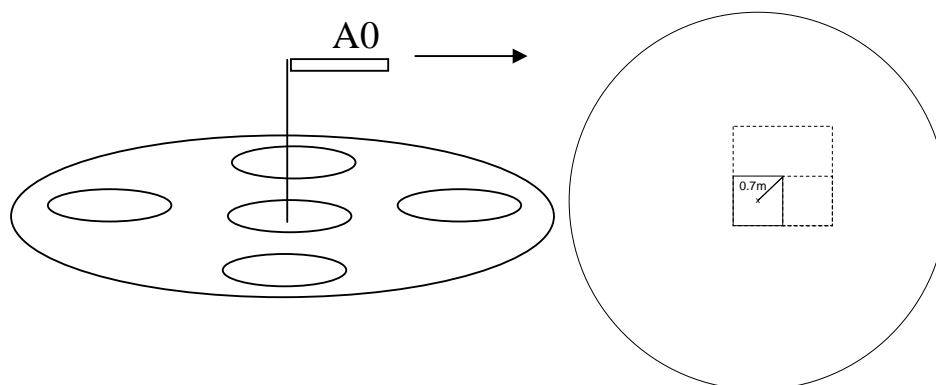


Figura 12 – Método da Área Mínima. Fonte: Protocolo Projecto Forsee, 2005.

Nestas parcelas foi registado o número de espécies e o respectivo grau de coberto (abundância), segundo a escala comum, caracterizada na Tabela 42.

Tabela 43 – Escala para Determinação da Abundância de Espécies

GRAU DE COBERTURTA	ESCALA COMUM
Coberto 90-100%	10
Coberto 75-90%	9
Coberto 50-75%	8
Coberto 35-50%	7
Coberto 25-35%	6
Abundância, coberto aprox. 20%	5
Abundância, coberto aprox. 5%	4
Disperso, pequena cobertura	3
Muito disperso, pequena cobertura	2
Escasso, pequena cobertura	1

Fonte: Protocolo Projecto Forsee, 2005.

II.6.1 Processamento de dados

Para avaliar a biodiversidade dentro das comunidades existentes, utilizamos métodos baseados na quantificação do número de espécies (riqueza específica) e métodos baseados na sua abundância - ALFA BIODIVERSIDADE.

Os índices utilizados para a avaliação da biodiversidade no Concelho da Lousã foram apresentados por Krebs (1989), Pitkanen (1998) e Moreno (2001).

II.6.2 Riqueza de espécies (S)

Estes índices estimam unicamente o número total de espécies na comunidade.

Índice de Margalef (1958):

O índice de Margalef demonstra a riqueza específica e refere-se ao número total de indivíduos.

$$R_1 = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

Onde:

S = número total de espécies

N = número total de indivíduos

Índice de Menhinick (1964):

Este índice baseia-se na relação entre o número de espécies e o número total de indivíduos observados, que aumenta consoante aumenta o tamanho da parcela.

$$R_2 = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Onde:

S = número de espécies

N = número total de indivíduos

Índice de Simpson:

Este índice mostra a probabilidade que dois indivíduos escolhidos ao acaso de uma amostragem sejam da mesma espécie.

$$1-D = \sum p_i^2$$

Onde:

D = índice de Simpson

p_i = proporção de espécies numa comunidade ($p_i = n_i/n$)

Índice de McIntosh:

Este índice de dominância resulta independentemente do valor de N.

$$D = \frac{N - U}{N - \sqrt{N}}$$

Onde:

$$U = \sqrt{\sum n_i^2} \quad (i=1,2,3,\dots, S)$$

II.6.3 Índices de equidade

Índice de Shannon-Wiener:

Este índice mostra a diversidade de espécies e é afectado por espécies raras.

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i) (\log_2 p_i)$$

Onde:

S = número de espécies

p_i = abundância proporcional da espécie i

Índice de Pielou J' :

Este índice mede a proporção da diversidade observada em relação à máxima diversidade esperada.

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Onde:

$$H'_{\max} = \ln(S)$$

Índice de HIEL:

E um índice de equidade e expressa a diversidade numa escala uniforme.

$$E' = \frac{N2}{N1}$$

Onde:

N1=número de espécies abundantes = $e^{H'}$

N2= número de espécies muito abundantes = $1/\lambda$

λ = Índice de Simpson

Índice de Alatalo F:

$$F = \frac{N2 - 1}{N1 - 1}$$

Onde:

N1=número de espécies abundantes = $e^{H'}$

N2= número de espécies muito abundantes = $1/\lambda$

λ = Índice de Simpson

Índice de Molinari G:

$$G = [(\arcsin F)/90^\circ]F, \text{ quando } F > \sqrt{0.5} \text{ ou}$$

$$G = F^3, \text{ nas outras situações}$$

Onde:

F= Índice de Alatalo F

Beta Biodiversidade

Índice de Whittaker:

Nesse índice se estima a biodiversidade que é observada entre os povoamentos analisados neste Concelho.

$$B_w = \frac{S}{\alpha - 1}$$

Onde:

S = número de espécies presentes no povoamento

α = número médio de espécies presentes em todos os povoamentos

II.6.4 Conclusões

A riqueza de espécies no estrato arbóreo foi maior nos povoamentos semi-naturais, nomeadamente os povoamentos constituídos por folhosas diversas autóctones (Fd). A seguir foram os povoamentos de resinosas diversas (Rd) que são povoamentos mistos regenerados artificialmente (várias espécies foram utilizadas nessas plantações). Finalmente temos os povoamentos de *Pinus pinaster* (pinheiro bravo) e de *Eucalyptus globulus* que, apesar de ter alguns povoamentos mistos com todas as espécies observadas no terreno, contam com um número considerável de povoamentos puros e por isso em media são estes povoamentos com uma mais baixa diversidade (tabela 43).

O estrato herbáceo apresentou uma maior riqueza de espécies nos povoamentos de folhosas diversas, a seguir foram os povoamentos de pinheiro bravo, de eucaliptos e nos incultos. Nos povoamentos de resinosas diversas foram utilizadas muitas espécies tolerantes e em geral estes povoamentos têm altas densidades, o qual não permite a entrada da luz do sol ao nível do solo e, portanto, poucas espécies foram registadas nesse estrato. Relativamente ao estrato arbustivo destacam-se o maior número de espécies registadas nos povoamentos de pinheiro bravo, de eucaliptos e nos incultos, tendo menos espécies nos povoamentos de folhosas e de resinosas diversas (figura 11).

Tabela 44 – Riqueza de espécies nos tipos de povoamentos florestais.

Espécies	Tipo de Povoamentos				Total	Presentes em todos os tipos de povoamentos
	Pinheiro bravo	Folhosas diversas	Eucalipto	Resinosas diversas		
<i>Eucalyptus sp.</i>	1	1	1	1	4	Presentes em todos os tipos de povoamentos
<i>Pinus pinaster</i>	1	1	1	1	4	
<i>Castanea sativa</i>	1	1		1	3	
<i>Quercus robur</i>	1	1		1	3	
<i>Quercus suber</i>	1	1	1		3	
<i>Arbutus unedo</i>	1	1	1		3	
Acácia	1	1	1		3	
<i>Pinus nigra</i>		1		1	2	Presentes apenas nos povoamentos das folhosas diversas
<i>Betula pubescens</i>		1			1	
<i>Quercus pyrenaica</i>		1			1	
Outras Folhosas		1			1	
<i>Cupressus lusitânica</i>		1			1	Presentes apenas nos povoamentos das resinosas diversas
<i>Pinus pinea</i>	1				1	
<i>Pinus sylvestris</i>				1	1	
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>				1	1	
Outra resinosa				1	1	
No esp. Total	8	12	5	8		

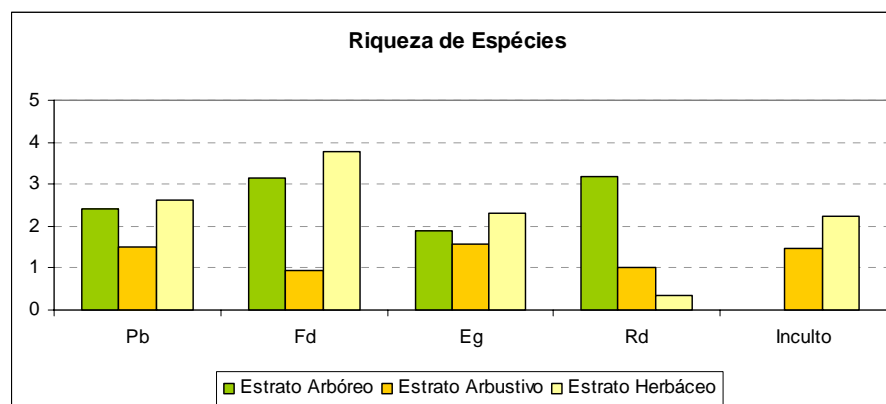


Figura 13 – Diversidade nos estratos dos tipos florestais

Como já foi referido anteriormente, em relação à riqueza de espécies, os índices de riqueza específica de Margalef (R1) e de Menhinick (R2) reiteram que no estrato herbáceo (h) os povoamentos de folhosas diversas apresentam maior biodiversidade, tal como os incultos e os povoamentos de pinheiro bravo. Valores inferiores destes índices foram registados nos povoamentos de eucaliptos e de resinosas diversas. Relativamente ao estrato arbustivo (s) nota-se novamente um número mais elevado de espécies nos incultos, nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucaliptos, enquanto que nos povoamentos de folhosas e resinosas diversas foram registados os mais baixos valores nestes índices. Finalmente no estrato arbóreo, confirma-se com estes índices que os povoamentos mistos de folhosas e resinosas diversas em média apresentam um maior numero de espécies (figura 12).

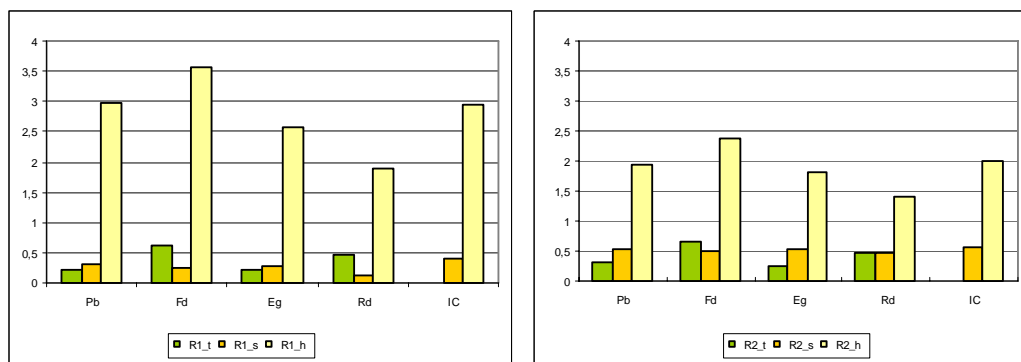


Figura 14 –Riqueza específica nos tipos florestais

Os índices de abundância e dominância de Simpson e de McIntosh apresentam tendências muito parecidas, mostrando em relação ao estrato herbáceo (h) que nos povoamentos de folhosas diversas, nos incultos e nos povoamentos de pinheiro bravo foram observados os valores mais elevados destes índices. No estrato arbustivo (s) foi nos incultos onde foram observados os valores mais altos de diversidade, seguidos pelos povoamentos de pinheiro bravo, folhosas diversas e de eucaliptos. Os valores mais baixos de diversidade foram registados nos povoamentos de resinosas diversas. Em contrapartida, dado que os povoamentos de resinosas e de folhosas diversas foram criados por plantação e com várias espécies, os índices de Simpson e de McIntosh foram os mais elevados no estrato arbóreo (t) (figura 13).

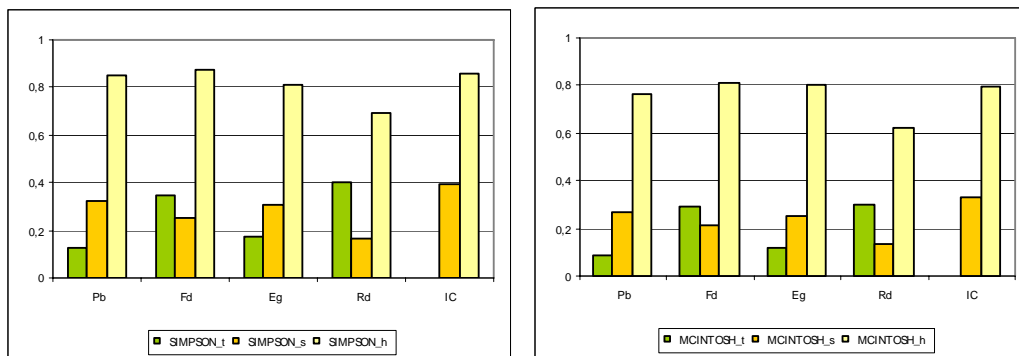


Figura 15 – Abundância e dominância nos tipos florestais

O índice de equidade de Shannon-Wiener mostra de maneira semelhante o comportamento já descrito nos índices de Simpson e de McIntosh. Assim, os valores mais elevados foram registados no estrato herbáceo (h), em particular nos povoamentos de folhosas diversas, incultos e nos de pinheiro bravo. No estrato arbustivo (s) os valores mais elevados foram observados nos incultos e, igualmente, no estrato arbóreo (t), nos povoamentos de folhosas e resinosas diversas foram observados os valores mais elevados de diversidade (figura 14).

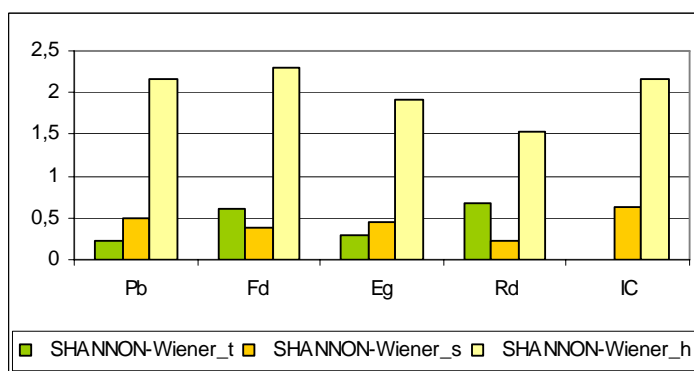


Figura 16 – Diversidade nos tipos florestais segundo o índice de Shannon-Wiener

Os índices de equidade mostram em todos os casos que no estrato arbóreo (t) os povoamentos de folhosas e de resinosas diversas apresentam uma melhor equidade, entendendo com isto que nestes povoamentos não há apenas um maior número de espécies, mas também um maior número de indivíduos nas espécies presentes, sendo portanto, a dominância menos marcada tal como acontece nos povoamentos de pinheiro bravo e de eucalipto. Em contrapartida, nos estratos arbustivos (s) e herbáceo (h) existe uma dominância marcada de algumas espécies dentro dos povoamentos de eucalipto, de pinheiro bravo e nos incultos. Esta marcada dominância de espécies não foi tão evidente nos povoamentos de folhosas e de resinosas diversas (figura 15).

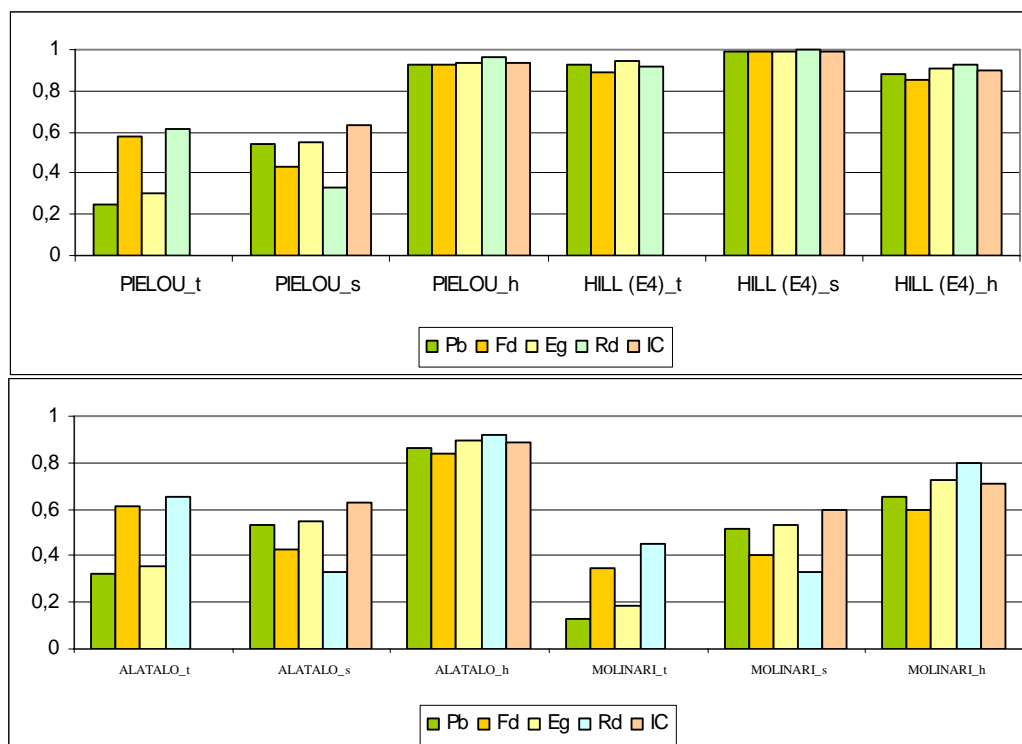


Figura 17 – Equidade dos tipos florestais nos estratos arbóreo (t), arbustivo (s) e herbáceo (h).

O índice de Whittaker confirma os resultados obtidos com os alfa-indicadores de diversidade. Os povoamentos de folhosas diversas apresentam em suma maior diversidade no estrato arbóreo e herbáceo. São também evidentes os valores elevados de biodiversidade, no estrato arbustivo e estrato herbáceo, nos incultos. Finalmente, nos povoamentos de resinosas diversas e de eucaliptos foram registados os valores mais baixos de diversidade no estrato herbáceo e do estrato arbóreo. No pinheiro bravo ocupa, em geral, uma posição intermédia (figura 16).

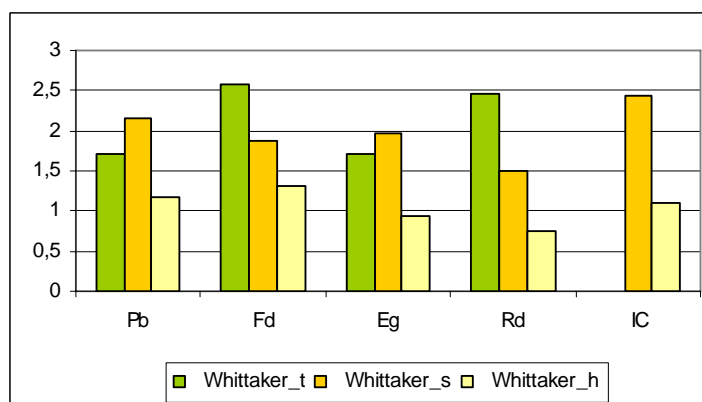


Figura 18 – Beta diversidade nos tipos florestais do Concelho da Lousã

II.7 DIVERSIDADE ANIMAL

Susana Dias, Rui Morgado, J.P. Sousa, S. Mendes, R. Silva, A. Serrano

Birds and epigeal invertebrates (spiders and carabids) were sampled using the previously defined sampling point network that was produced for this project using data from the National Forest Inventory. Exceptions were made when: (a) the sampling point was too close to the patch boundary, (b) the sampling point was inaccessible (e.g. steep slope) and (c) the land-use on the sampling point had changed. In the first situation the sampling point was “moved” to the interior of the patch, to minimise edge-effects, and this way assuring that all birds detected were in fact using that patch. In the other two situations, whenever possible, a new sampling point was selected in the nearest patch with the same land-use type on a 1000m radius.

A total of 49 sites, representing 6 land-use types grouped in five EUNIS Habitats (4 forest classes and a Shrub class), were sampled (Figure 17 and Table 44) across the forested areas of Lousã municipality. Due to inaccessibility constraints (high slope, no permission to put the traps) the insect sampling was limited to 37 of those sites.

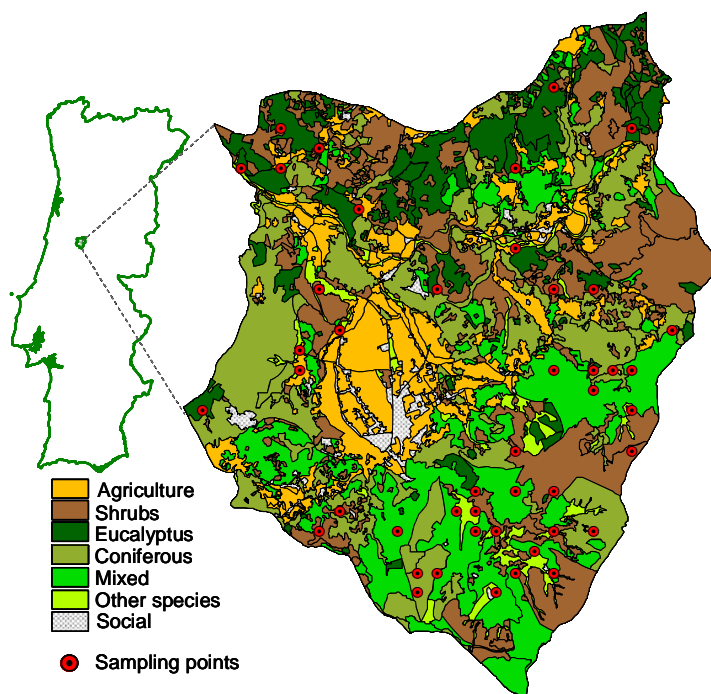


Figura 19 – Sampling points across the different land-use types (according to the National Forest inventory) at Lousã municipality.

Soil fauna was sampled using four pitfall traps per area, during 2005, over four sampling times: May, June, July and September. At each sampling period, the traps were kept in field for three weeks (Table 1). A total of 31.029 individuals were collected in the traps. 6.269 of those were Coleoptera that were separated into 45 different families. The total number of Carabids was 1.072 individual species.

Tabela 45 – Sampling sites used for describe, birds, spiders and carabids diversity at different habitats at Lousã municipality

Class	EUNIS code	Stand description	Sampling Sites	
			Birds	Invertebrates
Sbs	F4.24	Shrubs and scrubs formations, < 2m high	7	5
Bdl	G1	Broadleaved deciduous, semi-natural	17	13
Eg	G2.81	Eucalyptus plantations	9	6
Pp	G3	Mainly maritime pine, semi-natural and plantations	8	6
Mx	G4	Mixed stands of conifers and broadleaved	8	7

II.7.1 Field methods for Birds

The bird censuses were carried out in the Spring of 2005 using 10-minute point-counts with no distance limit except patch boundary (Bibby *et al.* 1992). Each one of the 49 points was visited twice – in the first part of the breeding season (24th to 29th of April) and in the later part (29th of May to the 3rd of June) – and the higher values of bird richness (expressed as the number of species per plot) and abundance (expressed as the number of pairs per plot) of the two visits were used. All counts were carried out in the first 4 hours after sunrise and in the last 2 before sunset, when song activity is higher.

II.7.2 Data processing for birds

For quantifying bird abundance a value of 1 was addressed to each singing male, whereas a value of 0.5 was addressed to non-singing birds (*cf.* Muller 1997). Birds of prey, large sized corvids, swifts and swallows were excluded from the analyses as they clearly use the landscape at a different spatial scale and the method used is inadequate to estimate densities in these groups.

The indicator 4.10(c) birds have a group of characteristics that makes them very suitable to be used as environmental indicators: they are abundant, occupy a wide range of habitats and niches, their ecology is well documented, and they are relatively easily counted (Furness *et al.* 1993). Moreover, birds are sensitive to many kinds of environmental disturbance and can be used to monitor potentially harmful changes in the environment. Bird populations are now monitored systematically in many European countries, and they are widely regarded as valuable for conservation assessment, especially in identifying temporal trends in environmental conditions that may have wider implications for biodiversity (Greenwood 1999).

In this study, in the scope of the FORSEE project, we investigated the possibility of using this group as a biodiversity indicator of forest sustainable management.

Birds were sampled in a total of 49 sampling points, representing 5 different land-use types (Table 45). Bird censuses were carried out twice in each sampling point during the Spring of 2005 using 10-minute point-counts with no distance limit except patch boundary (Bibby *et al.* 1992).

Tabela 46 – Number of sampled points per EUNIS land-use type

Class	EUNIS code	Sampling sites	Stand description
Sbs	F4.24	7	Shrubs and scrubs formations, < 2m high
Bdl	G1	17	Broadleaved deciduous, semi-natural
Eg	G2.81	9	Eucalyptus plantations
Pp	G3	8	Mainly maritime pine, semi-natural and plantations
Mx	G4	8	Mixed stands of conifers and broadleaved

A total of 43 bird species were recorded during the point-count sampling, but only 34 were considered for analysis. Wren *Troglodytes troglodytes*, Robin *Erithacus rubecula*, and Black-cap *Sylvia atricapilla* were the most frequent species occurring in 82%, 78% and 65% of the counts, respectively. These 3 species were also dominant in terms of abundance representing ca. 44% of total birds detected (Table 46, see full list of species in the Data Chapter). The mean number of species and individual birds observed per point was 8.2 (SD=3.25; range=1-15) and 10.7 (SD=4.3; range 1-20), respectively.

Tabela 47 – Frequency of occurrence and abundance of the most frequent ten bird species.

Species	% Occurrence	% Abundance
<i>Troglodytes troglodytes</i>	81.63	18.07
<i>Erithacus rubecula</i>	77.55	14.52
<i>Sylvia atricapilla</i>	65.31	11.53
<i>Fringilla coelebs</i>	57.14	7.32
<i>Turdus merula</i>	44.90	3.99
<i>Certhia brachydactyla</i>	38.78	4.66
<i>Regulus ianicapillus</i>	36.73	4.10
<i>Parus ater</i>	36.73	5.43
<i>Parus maior</i>	34.69	3.99
<i>Carduelis chloris</i>	34.69	3.33

II.7.3 Birds Diversity descriptors

Based on collected data, several biodiversity descriptors were calculated for each one of the five defined land-use types: abundance (Figure 18), species richness (S - Figure 19) and species diversity (Shannon-Wiener H' – Figure 20).

The 3 descriptors varied significantly and with a similar pattern across the 5 land-use types considered. Overall, there was a tendency for *Eucalyptus* stands (G2.81) to be the poorest land-use type for birds, whereas broadleaf stands (G1) were on the opposite end of the spectrum, showing the higher average values of bird abundance, richness and diversity.

Despite the high variability within each land-use type, it was possible to isolate groups of land-use types showing significant differences in the pattern of variation of a given descriptor. For instance, bird abundance was significantly higher in broadleaf (G1), conifers (*Pinus pinaster*) (G3) and mixed units (G4) in relation to *Eucalyptus* plantations (G2.81) and shrub areas (F4.24) (Figure 18). Bird richness and diversity varied in a similar way, but here *Eucalyptus* stands (G2.81) showed significantly lower values than any other land-use type, including shrub areas (F4.24) (Figure 19 e 20).

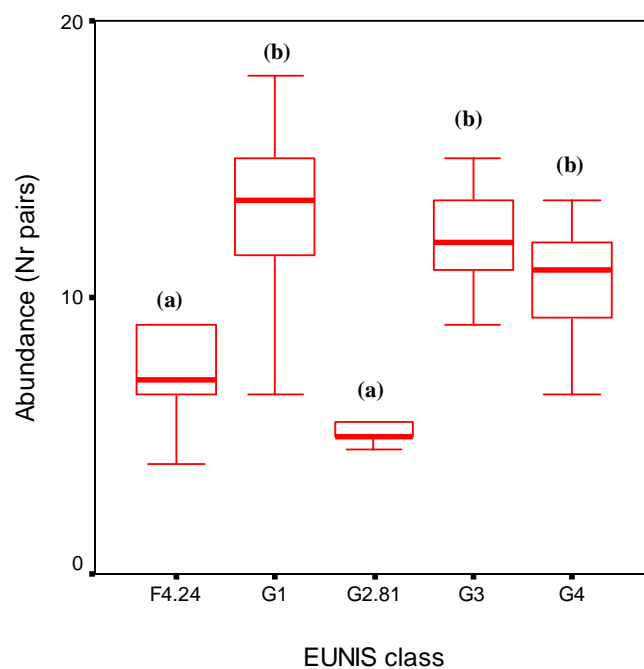


Figura 20 – Average bird abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

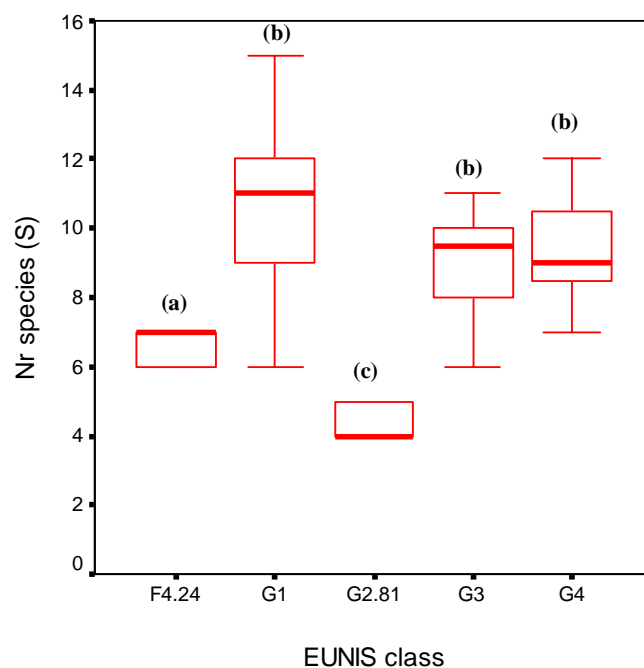


Figura 21 – Average bird species richness (S) in the different land-use types. (a), (b) and (c) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

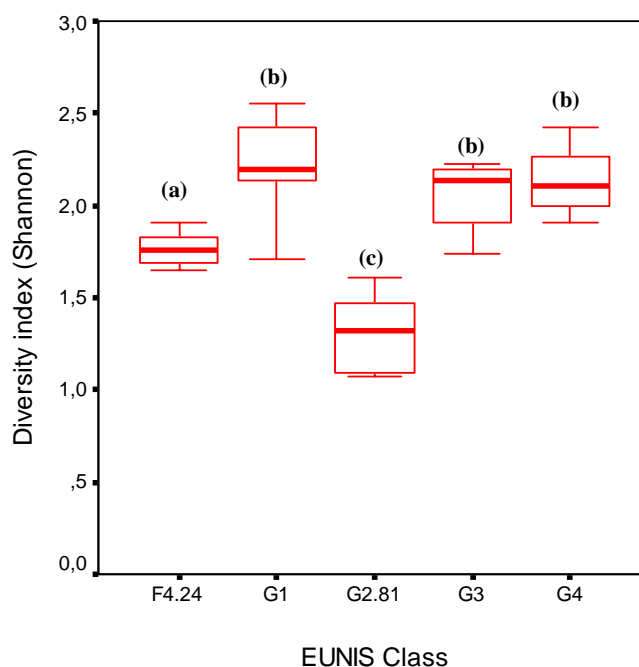


Figura 22 – Average bird species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a test.

II.7.4 Bird species as land-use and habitat complexity indicators

The software IndVal was used to find indicator species for different land-use types (level I analysis) and, when possible, for habitat complexity within each land-use type (level II analysis). Habitat complexity was related to the structural complexity of understorey vegetation (a measure related to forest management options) and was coded into two classes: low (code 0) and high (code 1) complexity.

The first-level INDVAL analysis identified a total of 10 bird species as indicators of four different land-use types - *Eucalyptus* stands were the only land-use type lacking an indicator species (Table III). The second-level INDVAL analysis only identified 3 species as indicators of 2 different groups – one species (*Certhia brachydactyla*) indicated conifers with high understorey complexity, and two other species (*Sylvia atricapilla*; *Parus major*) indicated broadleaf stands with a simple understorey (Table 47).

Further analysis are being conducted, namely on the relation with other available site environmental variables and landscape variables, in order to understand and explain the observed patterns. Land-use effects on species composition is also being analysed.

Tabela 48– Bird indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I- land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1).

Level of analysis	Indicator species	Use for which the species is an indicator
I	<i>Fringilla coelebs</i>	G4
	<i>Troglodytes troglodytes</i>	G3
	<i>Certhia brachydactyla</i>	
	<i>Parus cristatus</i>	
	<i>Parus ater</i>	
	<i>Sylvia atricapilla</i>	G1
	<i>Parus major</i>	
	<i>Regulus ignicapillus</i>	
	<i>Prunella modularis</i>	F4.24
	<i>Sylvia undata</i>	
II	<i>Certhia brachydactyla</i>	G3 - 1
	<i>Sylvia atricapilla</i>	G1 - 0
	<i>Parus major</i>	

II.7.5 Birds as biodiversity indicators

The information collected on this group was compared with the other three indicators in order to check if Birds could act as surrogate group for other groups in future monitoring programmes. The Pearson correlation coefficients between bird biodiversity descriptors and the other indicator groups only points out significant correlations with carabids (Table 48). However, despite being significant, these values should be interpreted carefully and more data is necessary to validate for instance the use of bird species richness as a surrogate of carabids species richness.

Tabela 49– Pearson correlation coefficients between birds and other indicator groups

*-p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001.

	Carabids Nº ind	S	H'	Spiders Nº ind	S	H'	Plants S
Bird N°	0.58 ***	0.64 ***	0.49 **	-0.07	-0.19	-0.19	-0.09
Bird S	0.46 **	0.58 ***	0.51 **	-0.04	0.00	-0.03	0.08
Bird H'	0.39 *	0.44 **	0.36*	-0.16	-0.03	-0.03	0.05

Being the bird richness a potential indicator to be incorporated in an indicator toolbox for monitoring purposes, it would be interesting to check if another abundance/diversity measure (*sensu lato*) could be used as a surrogate of this indicator.

Correlation between bird species richness and other measures were calculated (including the most abundant and widespread species), and the most significant relationships are presented in Table 49.

Tabela 50– Pearson correlation coefficients between bird species richness and other indicator measures. ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

	Bird Nº ind	<i>Regulus ignicapillus</i> Nº ind	<i>Sylvia atricapilla</i> Nº ind	<i>Fringilla coelebs</i> Nº ind	<i>Parus major</i> Nº ind
Bird S'	0.91 ***	0.53 **	0.55 **	0.59 **	0.60 **

Bird species richness was strongly correlated with total bird abundance (Table 49, Figure 21). Four bird species abundance also showed good correlation values, revealing their possible use as surrogates of this indicator (Table 49, Figure 22).

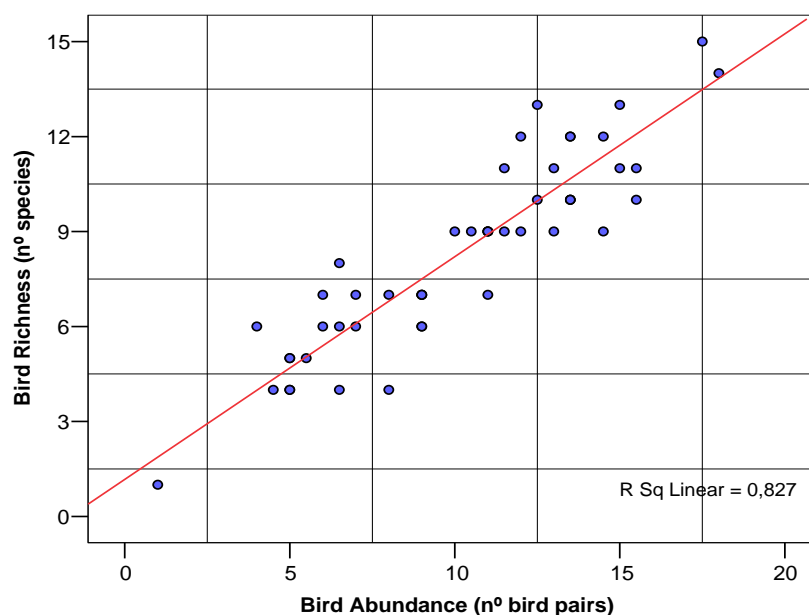


Figura 23 – Relation between bird species richness and total bird abundance.

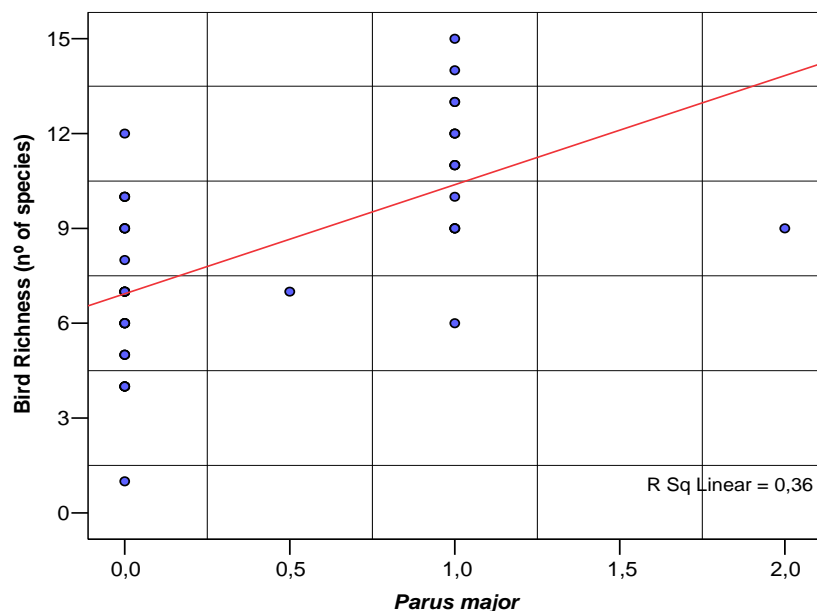


Figura 24 – Relation between *Parus major* abundance (number of pairs) and bird species richness.

II.7.6 Bird diversity conclusions

Bird diversity descriptors reacted to changes in the land-use type, with stands of autochthonous broadleaf tree species (e.g. chestnut *Castanea sativa* or common oak *Quercus robur* stands) in particular, but also of coniferous and mixed broadleaf-coniferous presenting significant higher values of abundance and species richness than the exotic *Eucalyptus* plantations. These results are in agreement with those obtained elsewhere, including studies conducted at wider spatial scales (e.g. Dias *et al.* 2001), and confirm the sensitivity of this group to the first option of forest management (what type of land-use to adopt for a particular site) and also confirm their use as verifiers of naturalness. The positive response of birds to the broadleaf stands is particularly interesting, as these stands were mostly small isolated patches inside the *Eucalyptus*/Maritime pine forest matrix, what shows its importance for birds in this region.

Indicator species were found for the all land-use types except for *Eucalyptus*. The first level INDVAL analysis, using the EUNIS land-use types as groups, had a very reasonable sample size (ca. 10 cases per group), which allowed achieving fairly consistent results, in agreement to what was expected from the ecology of those species (e.g. *P.ater* and *P.cristatus* as indicators of coniferous; or *P.modularis* and *S.undata* as indicators of shrublands; Cramp 1992; Cramp & Perrins 1993). In contrast, the second-level INDVAL analysis, using 2 sub-samples

of each EUNIS land-use as groups, had a lower sample size (ca. 5 cases per group) which revealed to be insufficient (see “*Problems in data analyses*”), as the obtained results lacked ecological support.

Bird species richness seems to be a poor surrogate of the richness of other indicator groups analysed in the project - the only significant inter-group correlation was obtained between bird and carabid richness suggesting the possibility of using one of them as a surrogate of the other; however we believe that more data would be necessary to validate this hypothesis as contrasting results have been observed elsewhere (e.g. Watt *et al.* 2003). In contrast, our data strongly supports the use of total bird abundance - which is an easier descriptor to collect in field relatively to bird richness - as a surrogate of bird richness ($r_{\text{pearson}}=0.91$; $p<0.001$). From the four species that also presented important correlations with bird species richness we believe that *Sylvia atricapilla* and *Fringilla coelebs* constitute the best surrogate candidates as these two species are more abundant (see Table II) and easy to identify in the field than the other two (*Parus major* and *Regulus ignicapillus*).

II.7.7 Problems and Costs for birds

The Forest Inventory used to select the different sample locations was not up-to-date and some land-uses were different than what it was predicted. Therefore, in the field adjustments had to be made to sample the right land-use type. However there was not a clear methodology to cope with this problem what resulted in different teams collecting data not exactly on the same sites, decreasing this way the initial sample size, as sites that were sampled by two teams (e.g. vegetation and birds) in different sites had to be excluded from part of the analysis. This way, future studies with similar design should have this type of constraints in mind and pre-defined an uniform methodology to face them.

The results obtained regarding the use of bird species as indicators of habitat quality should be interpreted carefully. The major driver influencing the observed changes in species richness and diversity was the type of forest cover existing at each site (i.e., the land-use type). To better infer about the potential use of bird diversity descriptors and/or the presence/abundance of particular species as indicators (or verifiers) of certain habitat quality parameters derived from management options, a larger number of sites within each category would be necessary in future research or demonstration projects (e.g., the number of sites with low and high understorey complexity within each land-use type).

II.7.8 Field methods for Spiders and Carabids

Ground-dwelling invertebrates were sampled using the pitfall trap method. The sampling protocol consisted of 4 pitfall traps (plastic cups; 75 mm diameter) placed at least 5m apart in a cross design. The trapping fluid used was propylene glycol and each trap was covered by a plastic lid (about 30 mm above ground) to prevent capture of small vertebrates and to reduce trap interference from other wildlife or humans. Table 1 shows the number of plot sampled in each land-use category. A total of 148 pitfall traps were operated on 37 sites during 12 weeks in 2005. The traps were serviced at 3 weeks intervals beginning in late April (starting date: 27-30 April) and ending in early October (last collection: 1-3 October). From early July until mid September no sample was allowed in that area due to a severe fire season.

The material from each trap was preserved in glycerinate alcohol. Some of the traps were damaged due to human or animal interference. The invertebrates collected on pitfalls were identified to suborder or family level and abundance recorded. The carabids and spiders were identified up to species or morphospecies.

II.7.9 Data processing for carabids

Regarding Invertebrates, data for each sampling period was pooled for further analysis. The number of each *taxa* was weighted by trap night. Richness (S), abundance (N) and alpha diversity (Shannon Index) were compared between EUNIS classes using one-way ANOVA. The association between groups was post-hoc identified with Newman-Keuls Test (SPSS 15.0). Data was log transformed to reduce residues and approximate to normality.

Two levels of stand typology was used: first level – dominant “tree” type; second level – complexity of under-storey (according to richness of strata and percentage of each strata up to 2 m high). The species indicator value for two levels of stand typology was explored with INDVAL 2.0 (as a measure of specificity and fidelity).

Linear regression (R Pearson) and correlations were used to investigate the relationships between the diversity parameters of different taxa.

II.7.10 Carabid Diversity descriptors

The indicator 4.10(b1) the carabid beetles were chosen as an indicator group in this study because they are widely-distributed and abundant (Thiele 1977), are both taxonomically and ecologically diverse (Ribera et al. 2001, Cole et al. 2002), and they are sensitive to landscape structural heterogeneity and land use (Dennis et al. 1997, 2002, Davies and Margules

1998, Ribera et al. 2001, Brose 2003). Furthermore, despite the species turnover between habitats or regions, the response of carabid communities to disturbance appear to be consistent (Ribera et al. 2001, Niemelä et al. 2002), enhancing the relevance of the indicator potential of this group.

Based on collected data, several biodiversity descriptors were calculated for each one of the five defined land-use types: abundance (Fig. 23), species richness (S - Fig. 24) and species diversity (Shannon-Wiener H' – Fig.25).

Despite the high variability between the units within each land-use type, Carabid abundance was significantly higher in the Broadleaf (G1) and conifers (*Pinus pinaster*) (G3) units (Fig. 23). In opposition, shrub areas (F4.24) and the exotic Eucalyptus plantations (G2.81) presented very low abundance values. Mixed stands (G4), although presenting an higher average abundance than these last two land-use units, no significant differences were found with between them due to the high intra treatment variability.

Species richness values (Fig. 24) followed a similar pattern among the different land-use types. However, again due to the great variation within each land-use type, only the Broadleaf stands (G1) were clearly separated from the others, presenting a significantly higher richness value. The same response was observed in the species diversity values (Fig. 25).

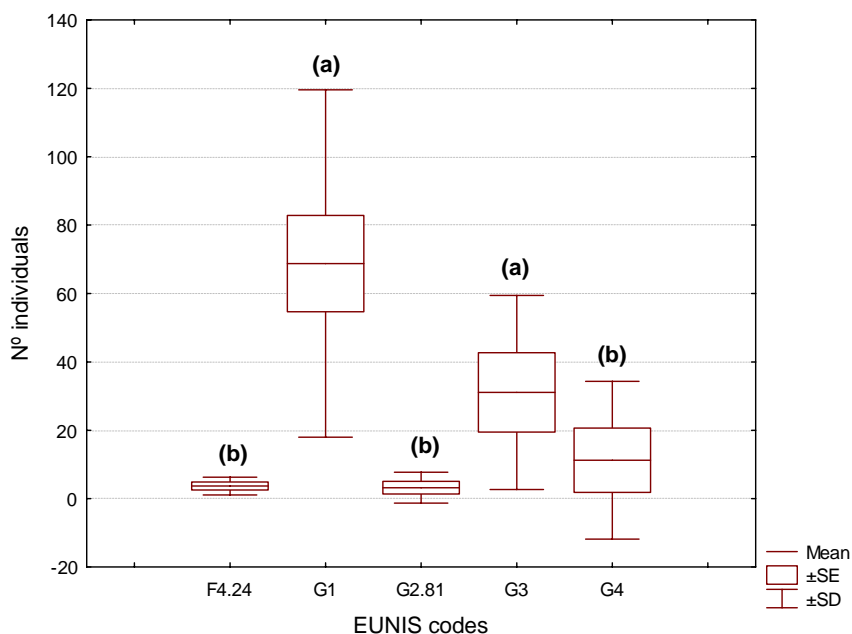


Figura 25 – Average Carabid abundance in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

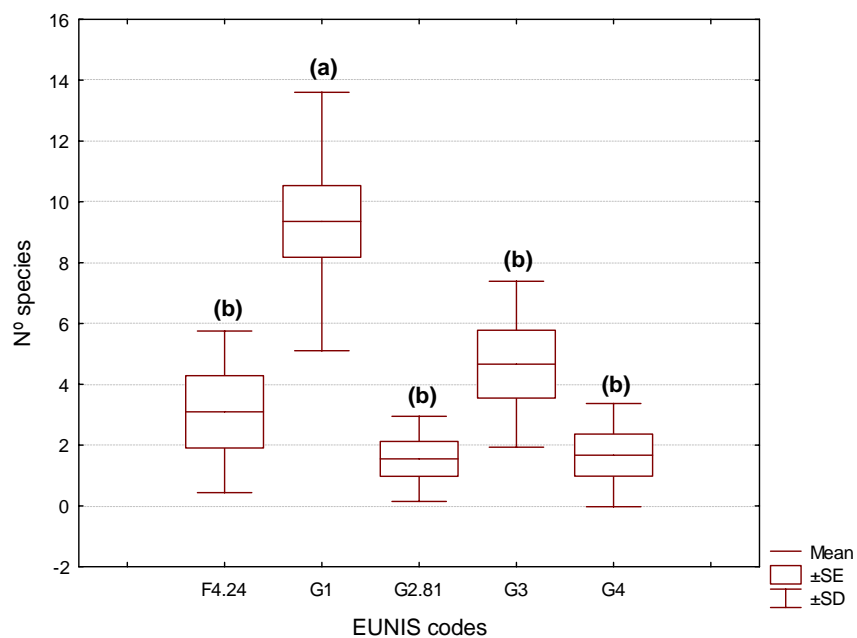


Figura 26 – Average Carabid species richness (S) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

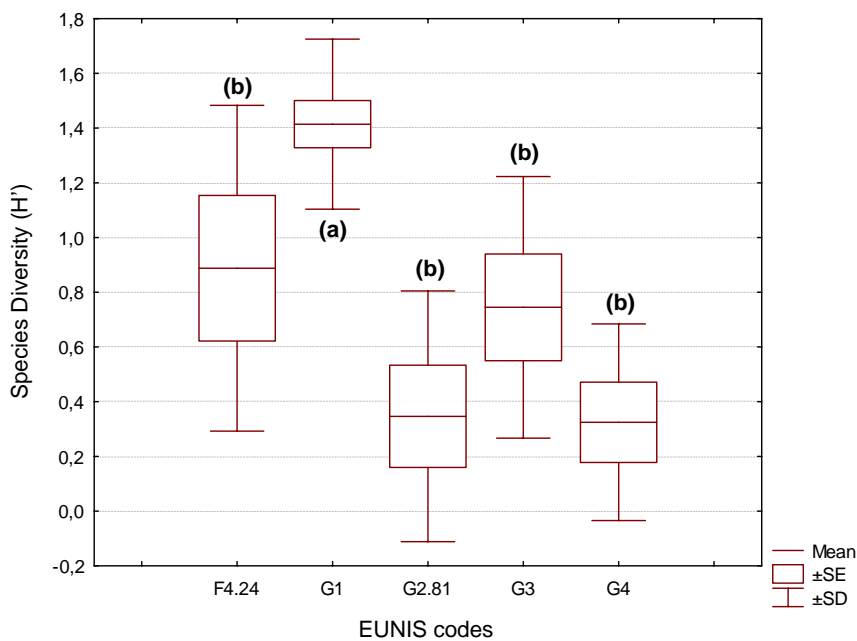


Figura 27 – Average Carabid species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types. (a) and (b) indicate different groups after a Newman-Keuls test.

II.7.11 Carabid species as land-use and habitat complexity indicators

The software IndVal was used to find indicator species for different land-use types (level I analysis) and, when possible, for habitat complexity within each land-use type (level II analysis). Habitat complexity was related to the structural complexity of understorey vegetation (a measure related to forest management options that) and was coded into two classes: low (code 0) and high (code 1) complexity.

Only two land-use types were found to have indicator species, namely those dominated by either broadleaf (G1) or coniferous (G3) trees (Tab. 50). G1 land-use type, by being the most diverse and presenting an higher abundance, was the one that presented an higher number of indicator species.

One of these species (*Petrophylus brevipennis*) also indicates a good structure of the understorey vegetation (G1-1). In opposition, the species *Trechus quadristriatus* was found be indicator of a low understorey complexity (G1-0).

Tabela 51 – Carabid indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis: I-land-use level (EUNIS code); II- habitat complexity within land-use level (low:0 and high: 1).

Level of analysis	Indicator species	Use for which the species is an indicator
I	<i>Chlaeniellus nitidulus</i>	G3
	<i>Oreocarabus ambliipennis</i>	G1
	<i>Petrophylus brevipennis</i>	
	<i>Poecilus sp.</i>	
	<i>Rhabdocarabus melancolicus</i>	
II	<i>Petrophylus brevipennis</i>	G1-1
	<i>Trechus quadristriatus</i>	G1-0

II.7.12 Carabids as biodiversity indicators

The information collected on this group was compared with the other three indicators in order to check if Carabids could act as surrogate group for other groups in future monitoring programmes. The Pearson correlation coefficients between Carabid biodiversity descriptors and the other indicator groups only points out significant correlations with Birds (Tab. 51).

However, despite being significant, these values should be interpreted carefully and more data is necessary validate the use of Carabid species richness as a surrogate of Birds species richness.

Tabela 52 – Pearson correlation coefficients between Carabids and other indicator groups. *- $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$.

	Spiders			Birds			Plants
	Nº ind	S	H'	Nº ind	S	H'	S
Carabid N°	0.17	-0.08	-0.18	0.58 ***	0.46 **	0.39 *	-0.22
Carabid S	0.21	-0.01	-0.08	0.64 ***	0.58 ***	0.44 **	0.01
Carabid H'	0.35 *	0.23	0.16	0.49 **	0.51 **	0.36 *	0.22

Being the Carabid richness a potential indicator to be incorporated in an indicator toolbox for monitoring purposes, it would be interesting to check if another abundance/diversity measure (*sensu lato*) could be used as a surrogate of this indicator.

Correlation between Carabid species richness and other measures were calculated (including the most abundant and widespread species), and those that were significant are presented (Tab. 52).

Tabela 53– Pearson correlation coefficients between Carabid species richness and other indicator measures. ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; Pet.brev. - *Petrophylus brevipennis*; Rha.mel. - *Rhabdocarabus melancolicus*.

	Coleoptera		Carabids	<i>Pet.brev. + Rha.mel.</i>
	Nº ind	S	Nº ind	Nº ind
Carabid S	0.68 ***	0.48 **	0.90 ***	0.87 ***

From those, the abundance of Carabids presented the higher positive correlation value (Tab. 52, Fig. 26), when considering all the land-use types studied. When considering the Broad-leaf areas only (G1), the joint abundance of the two most abundant indicator species (*Petrophylus brevipennis* and *Rhabdocarabus melancolicus*) also presented a high and strongly significant correlation with Carabid richness on this land-use type (Tab. 52, Fig. 27).

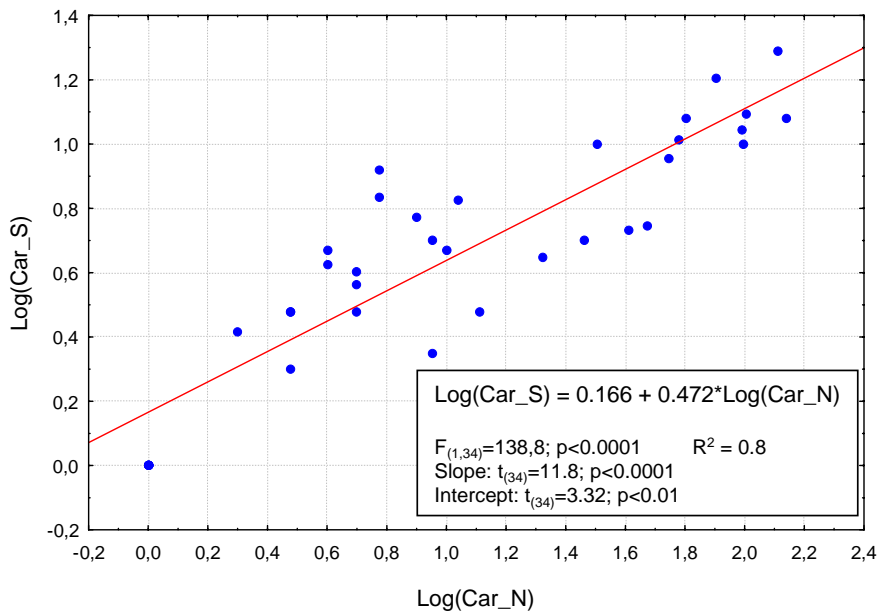


Figura 28 – Relation between Carabid abundance (Log) and species richness (Log) considering all land-use units.

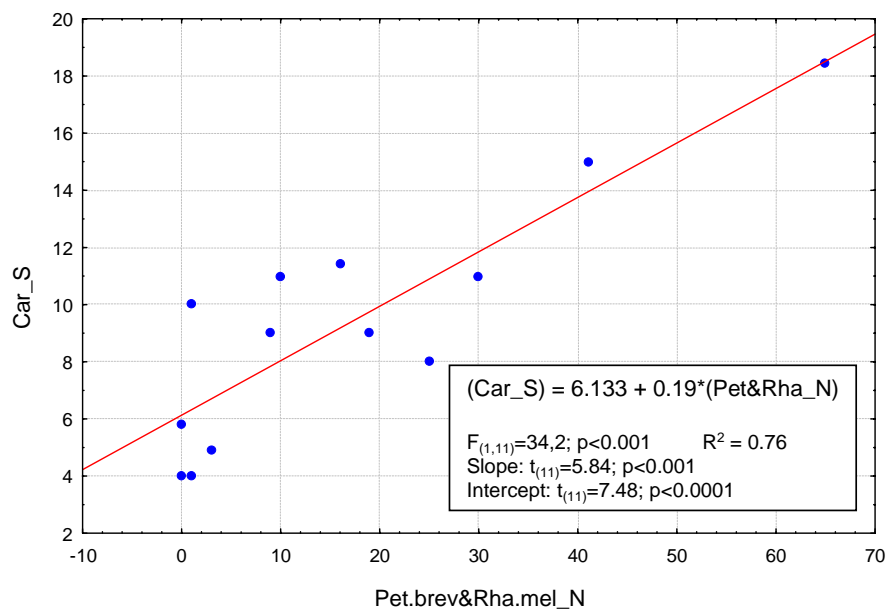


Figura 29 – Relation between the joint abundance of *Petrophylus brevipennis* and *Rhabdocarabus melancolicus* with Carabid species richness for the Broadleaf (G1) land-use type.

II.7.13 Conclusion for carabids diversity

Carabid diversity descriptors reacted to changes in the land-use type, with units dominated by autochthonous tree species (broadleaf and pine) presenting higher abundance and species richness than exotic eucalypt plantations or shrub areas. These results confirm the sensitivity of this group to the first option of forest management (what type of land-use to adopt for a particular site) and also confirm their use as verifiers of naturalness.

Collected information seems to indicate that a higher species richness is connected to a higher habitat complexity, namely on the structure of the under-storey vegetation. Moreover, two species (*Petrophylus brevipennis* and *Trechus quadristriatus*) were found to indicate, within broadleaf sites, a high and a low habitat complexity, respectively. Assuming that this feature could be a result of forest management, the results seem to indicate the sensitivity of this group to these management options. However, these findings should be interpreted carefully and more information is needed to validate them. A joint analysis, incorporating the results from other countries participating in the project, is advised.

Indicator species were found for the forest sites dominated by broadleaf or pine trees. Further analysis relating the abundance and the dispersal patterns of these species with habitat quality features are needed to understand their indicator value. Similarly, the inclusion of more information from other sites could be of great help.

Carabid species richness seems to be a poor surrogate of the richness of other indicator groups analysed in the project. Being carabids a good candidate indicator at soil level (epigeal fauna), monitoring costs could be further reduced by using surrogate measures of Carabid richness; in this context, abundance of carabids and abundance of particular indicator species (just for broadleaf areas) have good prospects to act as surrogates of carabid richness.

For monitoring purposes, one field campaign, performed in April-May (early-mid Spring) seems to be sufficient to obtain enough information to be able to evaluate the status of carabid richness at the site.

II.7.14 Data processing for Spider

The indicator 4.10(b2), the potential of spiders as ecological indicators has already been investigated and its use recommended (e.g. Churchill 1997; Bromham *et al.* 1999, Pearce & Venier 2006). Spiders are important ecologically not only because of their role in regulating decomposer populations but also by constituting an important resource for larger forest predators such as amphibians, small mammals and birds (Clarke & Grant 1968). Furthermore, they are economical and logistically feasible to survey, and seem to respond consistently to habitat disturbance as they are strongly associated with habitat structure and/or associated microclimatic factors (e.g. site moisture, temperature, pH; Samu 1999), which may be altered by anthropogenic activities.

II.7.15 Spider Diversity descriptors

Based on collected data, several biodiversity descriptors were calculated for each one of the five defined land-use types: abundance (Fig. 28), species richness (S - Fig. 29) and species diversity (Shannon-Wiener H' – Fig.30).

The three descriptors present a high variability within each land-use type, originating an absence of significant differences between the different land-uses in any of the comparisons done. Despite this high variation, it is possible to observe a higher average abundance, species richness and species diversity in the land-use units dominated by shrubs (F4.24) when compared to the forested areas.

The close association with the presence of well structured shrub vegetation can also be seen within the other land-use units. Dividing the sites of each land-use type in two groups, according to the complexity of the understory vegetation, it is possible to see that species richness is higher on those areas where the shrub layer is well structured (Fig. 31). However, when analysing data after this division, the pattern described earlier can no longer be seen. This points to the observation that this indicator group, in terms of species richness, seems to react more to the structure of understory vegetation rather to the type of land-use at a particular site (at least within the boundaries of the studied sites).

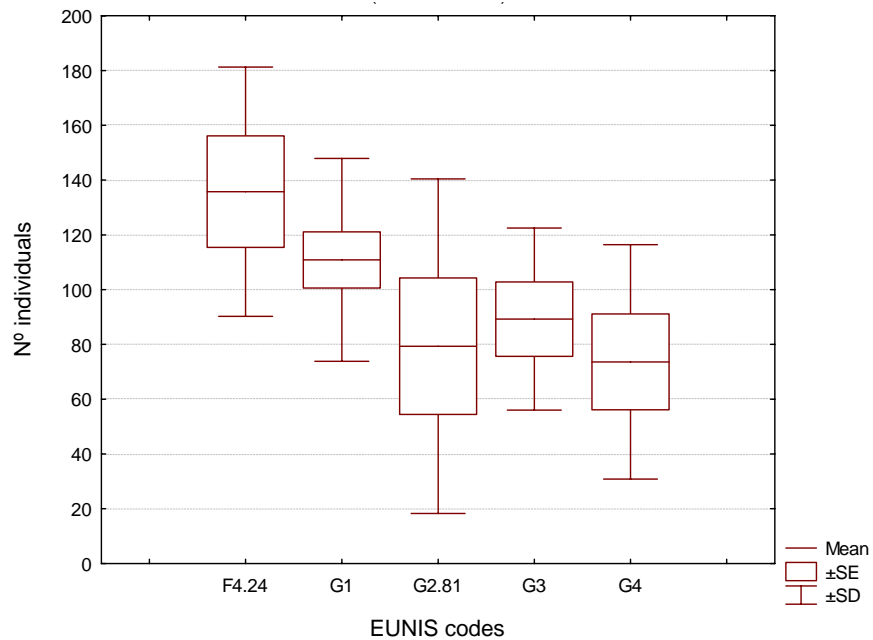


Figura 30 – Average Spider abundance in the different land-use types.

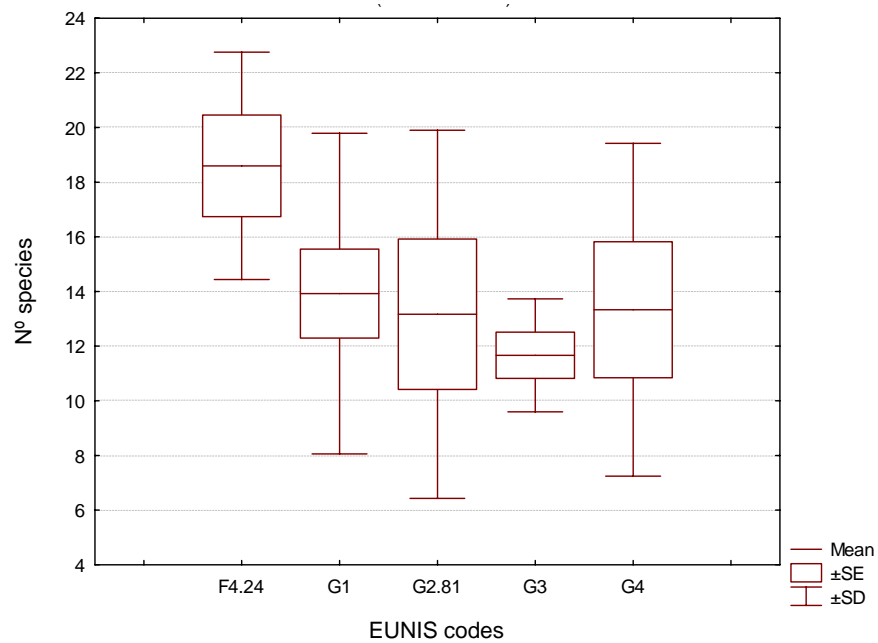


Figura 31 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types.

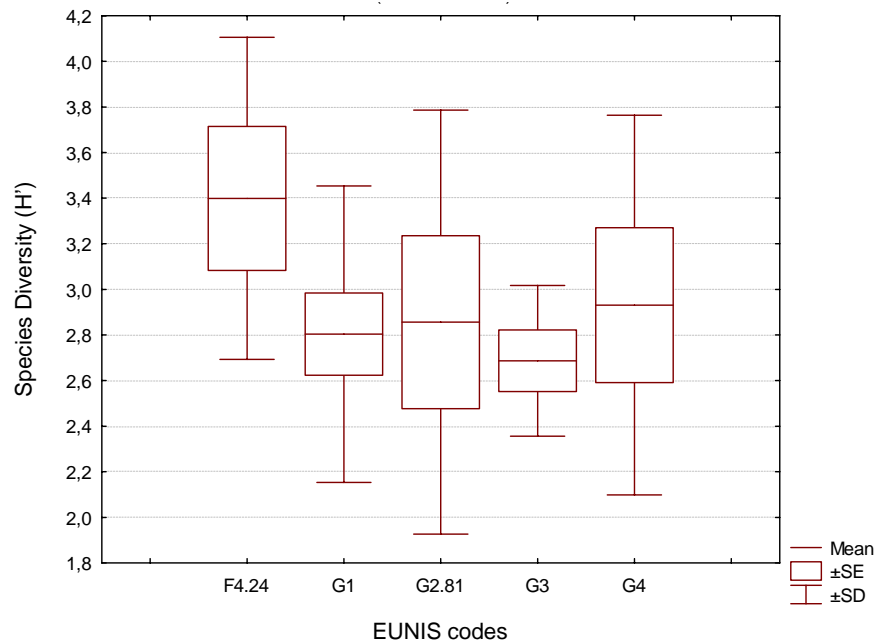


Figura 32 – Average Spider species diversity (Shannon-Wiener index) in the different land-use types.

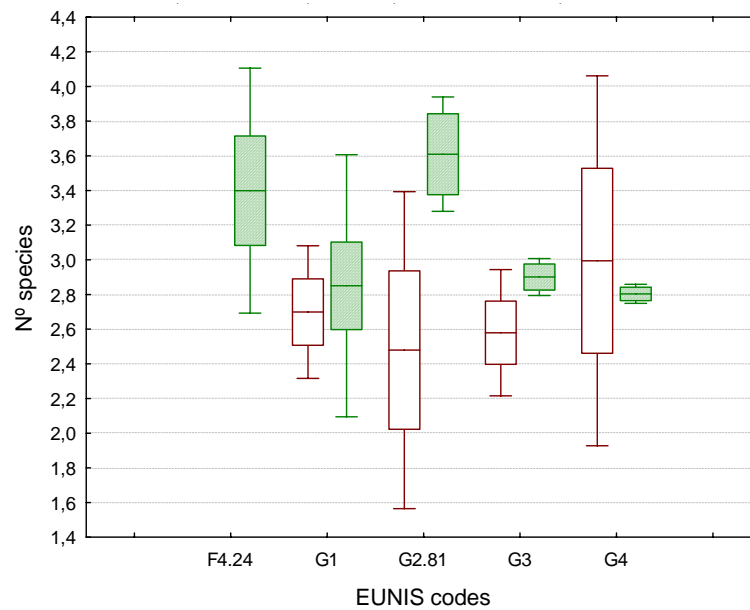


Figura 33 – Average Spider species richness (S) in the different land-use types according to the complexity of the understory vegetation. Low complexity (blank bars); high complexity (shaded bars).

II.7.16 Spider species as land-use and habitat complexity indicators

The software IndVal was used to find indicator species for different land-use types (level I analysis) and, when possible, for habitat complexity within each land-use type (level II analysis). Habitat complexity was related to the structure of understorey vegetation (a measure related to forest management options) and was coded into two classes: low (code 0) and high (code 1) complexity.

At the level I analysis, four out of the five land-use units presented indicator species (Tab. 53). Half of them are indicators of shrub dominated areas (F4.24), with the other three land-use types presenting only one (G2 and G4) and three species (G3).

On the level II analysis, two indicator species were found, both indicating areas with low habitat complexity.

A more detailed analysis to interpret the ecological meaning of these indicator values have to be performed, taking into account other habitat features, namely measures of habitat quality.

Tabela 54– Spider indicator species (based on IndVal values) for the two levels of analysis:

I-land-use level; II- habitat complexity within land-use level.

Level of analysis	Indicator species	Use for which the species is an indicator
I	<i>Harpactea</i> X1	G2
	<i>Xysticus erraticus</i>	G3
	<i>Malthonica lusitanica</i>	
	<i>Atypus affinis</i>	
	<i>Drassodes villosus</i>	F4.24
	<i>Xerolycosa nemoralis</i>	
	<i>Aelurillus V-insignitus</i>	
	<i>Euophrys semiglabrata</i>	
	<i>Gnaphosidae</i> X6	
	<i>Lycosidae</i> X2	G4
II	<i>Tegenaria inermis</i>	G1-0
	<i>Xysticus erraticus</i>	G3-0

II.7.17 Spiders as biodiversity indicators

The information collected on this group was compared with the other three indicators in order to check if Spiders could act as surrogate group for other groups in future monitoring programmes. The Pearson correlation coefficients between Spider biodiversity descriptors and the other indicator groups did not showed any significant relationship in none of the comparisons made.

Being the Spider species richness a potential indicator to be incorporated in an indicator toolbox for monitoring purposes, it would be interesting to check if another abundance/diversity measure (*sensu lato*) could be used as a surrogate of this indicator.

In this context high and significant correlation was found between richness values at species and family levels ($r = 0.83$; $p < 0.0001$), indicating that quantifying the taxonomic diversity at family level can act as a reliable surrogate for species richness (see also Fig. 32).

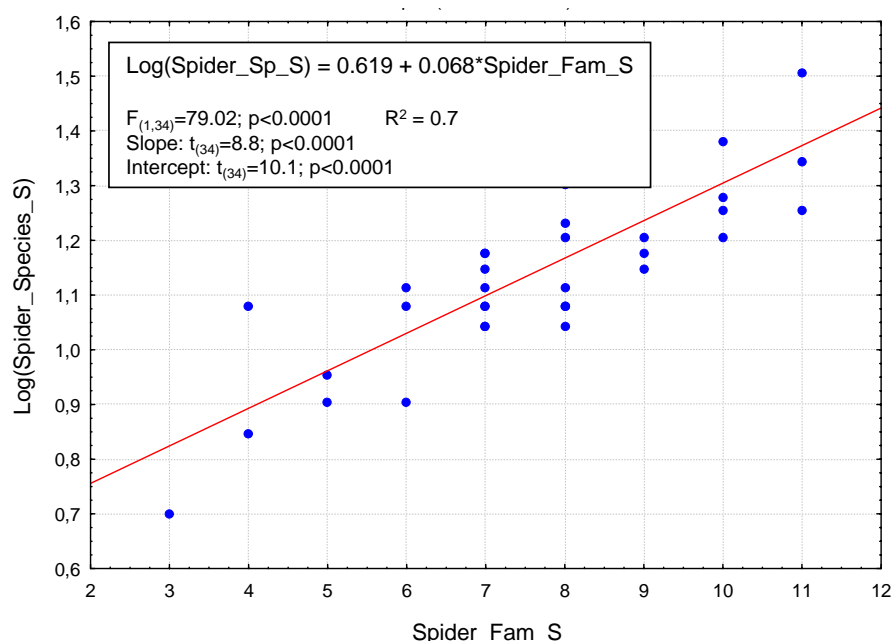


Figura 34 – Relation between Spider family richness and species richness.

Further analysis are being conducted, namely on the relation with other available site environmental variables and landscape variables, in order to understand and explain the observed patterns. Land-use effects on species composition is also being analysed.

II.7.18 Conclusions for Spider Diversity

Spider diversity descriptors reacted to changes in the habitat complexity (mainly the structure of the underground vegetation) more than to the different land-use at each site. This indicates that spider diversity could be a potential indicator of forest management in future monitoring programmes. However this relationship needs further confirmation with more data, since the unbalance design (e.g., biased number of sites with low and high habitat complexity within each land-use unit) does not allow it.

Several indicator species were found for several land-use units. Further analysis relating the abundance and the dispersal patterns of these species with habitat quality features are needed to understand their indicator value. Similarly, the inclusion of more information from other sites could be of great help.

Spider species richness seems to be a poor surrogate of the richness of other indicator groups analysed in the project. Being spiders a good candidate indicator at soil level (epigeal fauna sensitive to management induced changes in understory vegetation structure), monitoring costs could be further reduced by using surrogate measures of species richness; in this context, family richness have good prospects to act as a surrogate of species richness.

For monitoring purposes, one field campaign, performed in April-May (early-mid Spring) seems to be sufficient to obtain enough information to be able to evaluate the status of spider richness at the site.

II.7.19 Problems and Costs for Spiders and Carabids

We suffered the loss of 13.8% of the traps in the field due to chance events (e.g., animal activity, wild fire). This problem could be overcome by placing a higher amount of traps per site (e.g., 2 or 3 more). These would be “replacement” traps, whose material would be analysed only if one or several of the major four were disappeared.

The results obtained regarding the use of Carabid species as indicators of habitat quality should be interpreted carefully. The major driver influencing the observed changes in species richness and diversity was the type of forest cover existing at each site (i.e., the land-use type), more than the habitat configuration (e.g., the structure of the stand and the complexity of the understorey vegetation).

To better infer about the potential use of Carabid and Spider diversity descriptors and/or the presence/abundance of particular species as indicators (or verifiers) of certain habitat quality parameters derived from management options, a larger number of sites within each category would be necessary in future research or demonstration projects (e.g., the number of sites with low and high understorey complexity within each land-use type). The costs of increasing the number of sites could be balanced by decreasing the number of sampling periods from 4 to 1 or 2 (see next point).

However, in this project, a gain in information regarding these questions could be achieved by a joint analysis of the data embracing all the sampled sites at the different countries, or at least those within the same biogeographical region.

The total cost involving sampling, sorting and identifying the material collected in the pitfall traps is estimated in 12.500 €. The work included: (1) 4 field campaigns (37 units * 4 pitfall traps/campaign, a total of 592 pitfall traps); (2) Sorting all specimens at order level; (3) Sorting and identifying all Spiders and Coleoptera at family level; (4) Sorting and identifying all Carabidae at species or morpho-species level. The cost per pitfall trap was estimated in 21 €

Based on the collected data Spiders, the cumulative evolution of the number of species identified showed that 76.5% of the identified species were collected in the first campaign (May) and that 82.4% could be collected only by the second campaign (June). Both campaigns together contributed to the identification of 91% of the species, indicating that the field campaigns during early summer and early fall contributed only for less than 10% of the species.

Based on the collected data Carabids, the cumulative evolution of the number of species identified showed that 44.5% of the identified species were collected in the first campaign (May) and that 72.7% could be collected only by the second campaign (June). Both campaigns together contributed to the identification of 85% of the species, indicating that the field campaigns during early summer and early fall contributed only for about 15% of the species.

Based on this information, total costs could be reduced to half or 1/3 of the value, depending on the number of campaigns to be done during spring (two vs. one). In case only one campaign has to be done, the costs per trap may increase mainly due to the fact that more time is needed for identification at species or morpho-species level. Using the same sampling period for spiders and carabids will reduce by half the estimated costs involving field work and sorting of all the epigeal fauna

II.8 CRITÉRIO 5

Paulo Morais, Fernando Páscoa, Beatriz Fidalgo, Cristina Cameira, Carmo Magalhães

II.8.1 Indicador 5.1.1

Este indicador é definido pela percentagem e comprimento dos cursos de água com uma faixa ripária apropriada.

As zonas ripícolas funcionam como filtros específicos, habitats para determinadas espécies, para além dos efeitos ambientais e biológicos positivos sobre os terrenos envolventes. Para além das suas funções globais comuns, representam um papel primordial no controle do escoamento hídrico, dos sedimentos, interceptação de nutrientes, redução do processo erosivo, aumento da biodiversidade e valorização estética da paisagem.

A largura e a composição são parâmetros muito importantes nas zonas ripícolas,. Em Portugal Centro foi aplicada a legislação nacional, Decreto-Lei 468/71 (Domínio Público Hídrico) para definir o buffer adequado.

Para a avaliação deste indicador foi seguido o seguinte procedimento, com o recurso a um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

1. Caracterização da rede de drenagem quanto ao tipo (permanente ou temporária) e selecção apenas dos cursos de água permanentes.
2. Medição do comprimento da rede de drenagem.
3. Criação de um buffer de 20 m em redor dos cursos de água.
4. Caracterização dos diferentes tipos de vegetação, com a ajuda da fotografia aérea de 1995, distinguindo as seguintes classes de uso do solo:
 - Agrícola
 - Incultos
 - Social
 - Improdutivos
 - *Pinus pinaster* puro
 - *Pinus pinaster* dominante
 - *Eucalyptus globulus* puro
 - Misto de folhosas
5. Interceptação do buffers dos cursos de água com as classes de uso do solo.
6. Cálculo da área do buffer por classe de uso do solo.

Considerou-se que uma mata ripária apropriada é formada por espécies ripícolas (*Salix*, *Populus*, *Fraxinus*, *Alnus*, etc.,...) com uma largura de 20 m. Esta mata tem como missão

principal evitar a exportação de nutrientes (especialmente azoto), de sedimentos e de elementos químicos para os ecossistemas aquáticos.

Indicador 5.1.2

Este indicador é definido pelo risco de erosão do solo.

A equação Universal da Perda do Solo (USLE) apresentada em 1965 por Walter H. Wischmeier e Dwight D. Smith, é um modelo de erosão utilizado para calcular um valor médio da perda do solo (A), correspondente a um longo período de tempo.

Foi desenvolvida no National Runoff And Soil Loss Data Center (fundado em 1954 pela Agricultural Research Service Administration) em cooperação com a Purdue University. É uma equação formulada empiricamente a partir de cerca de 10 000 medições realizadas nas mais variadas condições de solos e chuvas.

A Equação Universal de Perda de Solo distingue-se das suas antecessoras pelo termo Universal. Apesar de não ser inteiramente correcto, uma das principais características desta equação é ser aplicável em todos os locais. Além disto, o seu cálculo é relativamente simples graças ao tabelamento das várias variáveis intervenientes.

A USLE utiliza o princípio da sobreposição dos efeitos e fornece o peso de material seco erodido por unidade de superfície de solo:

$$A = R K L S C P,$$

em que A é a erosão do solo (ton ha⁻¹ ano⁻¹); R é o índice de erosividade pela chuva; K é o índice de erodibilidade do solo; LS é o índice topográfico; C é o factor cultural; P é o factor relativo a práticas culturais de conservação.

Para estimar a erosão potencial do solo foi utilizado um Sistema de Informação Geográfica (SIG) onde se aplicou a seguinte equação da USLE, para a qual foi necessário estimar previamente as suas diferentes componentes e adaptá-las à área piloto, Lousã.

Para a estimação da erosividade pela chuva, factor R, foi aplicada a regressão estabelecida pelo ICONA (1986) para o País Basco entre este factor R e a máxima precipitação média mensal (PPT_{max}), com a seguinte expressão:

$$R = 1.5651 \cdot PPT_{\max} - 36.004$$

Para o cálculo das precipitações médias mensais foram utilizadas séries de 30 anos (1970 a 1999), recolhidas em 4 estações udométricas próximas da zona piloto, cuja tabela de dados se encontra na parte 3 deste relatório.

Com a ajuda do SIG foi feita uma interpolação da erosividade da chuva através do método da Ponderação do Inverso das Distâncias (IDW).

Para o cálculo erodibilidade do solo, factor K, foram utilizados valores tabelados para Portugal (Tabela 54) para os diferentes tipos de solo existentes na zona piloto (Pimenta, s/ data). Foram utilizadas as unidades de solo da carta dos solos do Atlas do Ambiente à escala 1/ 1 000 000 (IGEO).

Tabela 55 – Valor do factor K por tipo de solo

Classificação da FAO (Escala 1: 1000000)	Código	Valor de erodibilidade (K)
Fluvisolos	Je	0.19
Cambissolos Húmicos	Bh	0.32
Cambissolos eutricos	Be	0.31

Para o cálculo do índice topográfico, factor LS, foi utilizado a seguinte tabela 55, que transforma as classes de declive percentual no valor do factor LS. A percentagem de declive da área piloto foi obtida através do DTM (Digital Terrain Model), referente à área piloto com o emprego do SIG.

Tabela 56 – Valor do factor LS em função da classe de declive

Declive (%)	Factor LS
0-3	0.3
3-12	1.5
12-18	3.4
18-24	5.6
24-30	8.7
30-60	14.6
60-70	20.2
70-100	25.2

Forsee, C5 workgroup

Para a cobertura vegetal, factor C, foram utilizados os valores tabelados para Portugal (Pimenta, s/ data) para os diferentes usos existentes na ocupação do solo de 1995, definidos na tabela 56.

Tabela 57 – Valor do factor C em função do coberto vegetal

Factor C	Coberto vegetal
0.02	Pastagens
0.10	Olival
0.05	Pomar
0.20	Culturas de regadio
0.05	Vinha
0.05	Pinheiro bravo
0.20	Eucalipto
0.10	Folhosas
0.05	Resinosas
0.05	Pastagens naturais pobres
0.02	Inculto
0.10	Espaços florestais degradados
0.01	Ocupação urbana

No índice relativo a práticas de conservação e preparação do solo, factor P, utilizou-se o valor 1, o que significa que não foi considerado neste caso o efeito de eventuais práticas de preparação e conservação do solo.

II.8.2 Indicador 5.1.3

Este indicador é definido pela densidade das estradas/caminhos-de-ferro nas áreas ripárias. Devido ao processo erosivo, os caminhos situados à volta dos cursos de água são, em muitas circunstâncias, a principal origem de sedimentos nos cursos de água, podendo conduzir à alteração dos respectivos cursos de água e/ou levar à degradação do solo.

A importância deste indicador é analisar a densidade dos tipos de via próximos das áreas ripárias.

Neste indicador foi novamente utilizado um Sistema de Informação Geográfica na delimitação de áreas ripícolas, sua intercepção pela rede viária e cálculo dos comprimentos interceptados. O procedimento utilizado pode ser resumido nos seguintes 6 pontos:

1. Criação de um mapa de cursos de água;
2. Medição da rede de drenagem com a ajuda da cartografia digital;
3. Determinação das zonas com as seguintes larguras (buffer): 10, 25, 50 e 100 metros em redor de todos os cursos de água;

4. Carregar no SIG o mapa desenvolvido para a rede viária identificada;
5. Para cada buffer verificar o comprimento de cada tipo de via, que o intercepta;
6. Determinar o comprimento dos diversos tipos de vias.

II.8.3 Indicador 5.3.2

Este indicador é definido pelo estado nutricional dos povoamentos florestais.

Nas parcelas previamente seleccionadas, foram recolhidas 4 amostras de solo a duas profundidades: 0-30 cm e 30-60 cm. Para se obter uma amostra representativa da parcela para análise química, realizou-se um compósito de cada profundidade. Com a finalidade de nos anos seguintes se retirar um novo conjunto de 4 amostras em locais diferentes dos anteriores, foi sobreposta à parcela IFN, em gabinete, uma malha quadrada com 18 m de lado, subdividida em 6x6 quadrados com 3 m de lado, e o centro da grelha coincidindo com o centro da parcela de inventário, como mostra a figura 33. Os 4 pontos seleccionados em 2005 localizam-se na direcção dos 4 pontos cardeais a 3 m do centro.

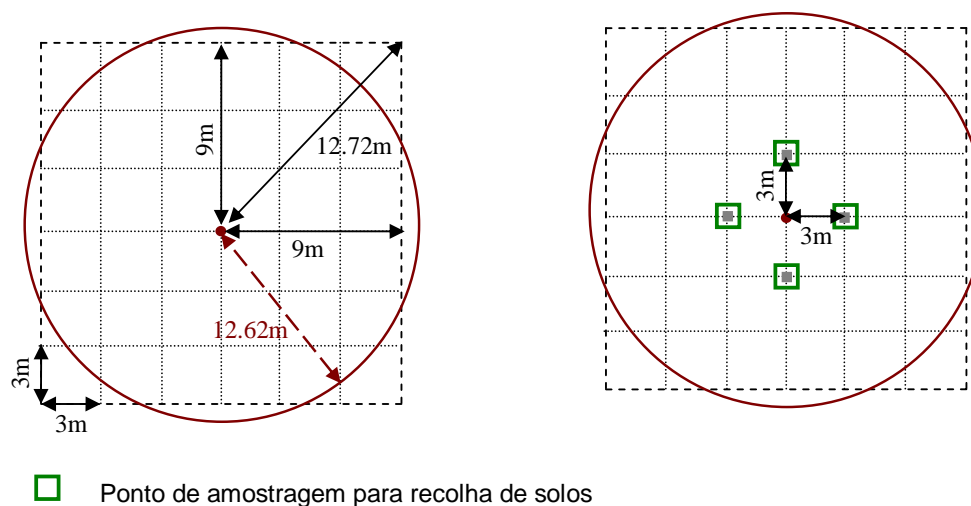


Figura 35 – Esquemas da parcela de solos para localização dos pontos de amostragem de solos e manta morta/folhada

Antes de retirar a amostra de solo foi retirada a camada orgânica até que estivesse visível à superfície o primeiro horizonte mineral (Figura 34). A amostra não pode ser retirada perto de árvores, a uma distância inferior a 1.5 m delas, para evitar a presença de raízes.

Caso não tenha sido possível recolher a amostra no ponto seleccionado pela presença de rocha-mãe, deve-se anotar a profundidade total do perfil. No caso da presença de um obstáculo (cepo, rocha, etc.), a amostra pode ser retirada num raio de 0.5 m, tomando como centro o obstáculo.



Figura 36 – Recolha de amostras de solos

As amostras recolhidas foram previamente secas em estufa a uma temperatura de 35-37 °C e passadas por um crivo em aço inoxidável de malha de 2 mm. As determinações analíticas foram efectuadas na fracção terra fina (partículas de diâmetro <2 mm); foram realizadas as seguintes análises físicas e químicas:

- Análise granulométrica – Determinam-se os lotes de areia, limo e argila por densimetria, utilizando um densímetro de Bouyoucos. A dispersão efectua-se com uma solução de hexametáfosfato de sódio e carbonato de cálcio;
- Humidade – Determinada por secagem em estufa a 105 °C até peso constante, segundo a norma ISO 11465;
- Retenção de humidade a diferentes valores de pF – Determinadas pelo método da membrana e da placa de pressão;
- Densidade aparente – Determinada pelo método do cadinho de Gooch;
- Carbono orgânico e matéria orgânica – O carbono orgânico é determinado por colorimetria, com base no método de Tinsley modificado. O teor de matéria orgânica é calculado multiplicando o teor de carbono orgânico pelo factor 1,724, admitindo que a matéria orgânica contém aproximadamente 58% de carbono;
- Azoto total – Determinado por combustão seca utilizando um analisador elementar LECO CNS;

- Azoto mineral (Nmin) – Extracção com água na proporção solo:água 1:5 (m/v) e doseamento por volumetria após destilação por arrastamento de vapor de água;
- Azoto amoniacal (NH₄) – Extracção com água na proporção solo:água 1:5 (m/v) e doseamento por volumetria após destilação por arrastamento de vapor de água;
- Azoto nítrico (NO₃) – Extracção com uma solução de sulfato de cobre e doseamento por método electroquímico com um eléctrodo selectivo de ião nitrato;
- pH(H₂O) - Determinado potenciométricamente numa suspensão solo:água na proporção 1:2,5 (v/v);
- Condutividade eléctrica – Determinada por condutivimetria no extracto aquoso 1:2 (v/v);
- Cloretos – Determinados pelo método de Mohr. Extracção com água na proporção solo:água 1:5 (m/v) e doseamento por titulação com uma solução de nitrato de prata 0,025 M;
- Carbonatos totais – Doseamento num calcímetro de Scheibler do volume de dióxido de carbono libertado após destruição dos carbonatos com ácido clorídrico;
- Calcário activo – Extracção com uma solução de oxalato de amónio em excesso e doseamento por volumetria em meio ácido e a quente;
- Fósforo e o potássio extraíveis – Determinados pelo método de Egner-Riehm modificado, utilizando como extractante uma solução de lactato de amónio 0,1 N e ácido acético 0,4 N com pH compreendido entre 3,65 e 3,5, sendo doseados num espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo);
- Cálcio e magnésio extraíveis – Extracção simultânea com uma solução de acetato de amónio 1M a pH 7,0, sendo doseados por espectrofotometria de absorção atómica;
- Bases de troca e acidez de troca – Extracção com uma solução de acetato de amónio 1 M a pH 7,0. O cálcio e o magnésio são doseados por espectrofotometria de absorção atómica, o potássio e o sódio por fotometria de chama e a acidez de troca por titulação do extracto com hidróxido de sódio 0,1 M;
- Capacidade de troca catiónica (CTC) e grau de saturação de bases (CSB) – O valor da CTC é obtido pela soma das bases de troca (SBT) e da acidez de troca. O GSB é calculado pela expressão GSB: (SBT/CTC) x 100;
- Alumínio de troca – Extracção com uma solução de cloreto de potássio 1 N, sendo doseado por espectrofotometria de absorção atómica;
- Ferro, manganês, zinco e cobre extraíveis – Extracção simultânea com uma solução de acetato de amónio, ácido acético e EDTA ajustada a pH 4,65 (solução de Lakanen), sendo doseados por espectrofotometria de absorção atómica.
- Boro extraível – Extraído com água fervente e doseado num espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo).

- Sódio solúvel em água – Extracção com água na proporção 1:5 (n/v) e doseamento por fotometria de chama;
- Cádmio, cálcio, chumbo, cobre, crómio, ferro, magnésio, manganês, níquel, potássio e zinco totais - Extracção simultânea com água régia segundo a Norma ISO 11466. Doseamento num espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo);
- O azoto e o enxofre são determinados em analisador elementar LECO NS 2000 (o azoto detectado por condutividade térmica e o enxofre numa célula de infravermelhos) e os restantes nutrientes são determinados numa solução clorídrica das cinzas do material vegetal obtidas a (500 ± 20) °C, utilizando um espectrofotómetro de emissão de plasma (ICP-OES radial simultâneo).

Posteriormente foram calculadas as médias dos valores das análises obtidos por tipo de povoamento puro e dominante das principais espécies, pinheiro bravo e eucalipto e para povoamentos mistos.

II.8.4 Indicador 5.3.4

Este indicador é definido pela rápida visualização das perturbações do solo.

Durante a caracterização geral da parcela foi especificado por parcela de amostragem a existência de perturbações no solo. Realizou-se uma análise qualitativa do local onde se analisaram as seguintes variáveis: declive, topografia, pedregosidade, erosão e compactação.

O declive na parcela de amostragem foi determinado através do *hipsómetro Vertex*. Na análise foi considerado agregado em 5 classes, descritas na tabela 57.

Tabela 58 – Classe de declive

0	não indicado		
1	plano	0 -10	Graus
2	baixo	11-20	Graus
3	médio	20-30	Graus
4	alto	> 30	Graus

Quanto à topografia indicou-se o relevo do terreno onde se situa a parcela do IFN, considerando 9 classes, descritas na tabela 58.

Tabela 59 – Classe de topografia

0	não indicado
2	cumeada
3	encosta superior
4	meia encosta
5	encosta inferior
6	vale
8	planície

O grau de pedregosidade, foi assinalado de acordo com a tabela 59.

Tabela 60 – Classe de pedregosidade

0	não indicada
1	baixa
2	média
3	alta

O nível de erosão e o nível de compactação da parcela do IFN em relação à superfície total da parcela, assim como o tipo de compactação, foram especificados segundo as tabelas 60 e 61.

Tabela 61 – Classe de erosão

0	não indicada
1	baixa
2	média
3	alta

Tabela 62 – Classe por nível e tipo de compactação

Classe	Nível de Compactação	Tipo de compactação
0	não indicada	não verificada
1	baixa	maquinaria
2	média	rede viária
3	alta	lavouras
4		Outras

II.9 CRITÉRIO 6

Sara Morão, Pedro Ochôa

II.9.1 Recolha de dados

Além de duas deslocações à Lousã para recolha de informação junto das entidades locais (DGABL, Aflopinhal, LousãMel, Gabinete de Turismo do município da Lousã), toda a informação foi requerida e recolhida por telefone e internet, por consulta remota.

Processamento de dados

Para o indicador 6.01 fez-se o cálculo do Índice de Gini para a propriedade florestal privada e para a propriedade florestal pública, como se pode observar nas tabelas 62 e 63. No gráfico da figura 35, encontra-se a respectiva representação da curva de Lorenz.

Tabela 63 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada

Classes de Dimensão (ha)	% number	% area	holdings	forest area	cumulated holdings	cumulated area	% cumulated holdings	% cumulated area	(Xk - Xk-1)	(Yk + Yk-1)	X*Y
[0,1[12	0	0,12	0	0,12	0	12	0	0,12	0	0
[1,2[26	2	0,26	0,02	0,38	0,02	38	2	0,26	0,02	0,0052
[2,3[21	2	0,21	0,02	0,59	0,04	59	4	0,21	0,06	0,0126
[3,4[10	2	0,1	0,02	0,69	0,06	69	6	0,1	0,1	0,01
[4,5[6	1	0,06	0,01	0,75	0,07	75	7	0,06	0,13	0,0078
[5,10[10	3	0,1	0,03	0,85	0,1	85	10	0,1	0,17	0,017
[10,20[4	2	0,04	0,02	0,89	0,12	89	12	0,04	0,22	0,0088
[20,50[6	9	0,06	0,09	0,95	0,21	95	21	0,06	0,33	0,0198
[50,100[2	9	0,02	0,09	0,97	0,3	97	30	0,02	0,51	0,0102
[100,200[2	12	0,02	0,12	0,99	0,42	99	42	0,02	0,72	0,0144
[200,500[1	13	0,01	0,13	1	0,55	100	55	0,01	0,97	0,0097
³ 500	1	44	0,01	0,44	1,01	0,99	101	99	0,01	1,54	0,0154
para cálculo do Coeficiente de Gini											0,1309
											G = 0,8691

Tabela 64 - Índice de Gini para a propriedade florestal privada

Classes de Dimensão (ha)	% number	% area	holdings	forest area	cumulated holdings	cumulated area	% cumulated holdings	% cumulated area	(Xk - Xk-1)	(Yk + Yk-1)	X*Y
[0,1[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[1,2[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[2,3[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[3,4[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[4,5[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[5,10[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[10,20[0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00	0,0000
[20,50[33	2	0,33	0,02	0,33	0,02	33	2	0,33	0,02	0,0066
[50,100[0	0	0	0	0,33	0,02	33	2	0,00	0,04	0,0000
[100,200[33	12	0,33	0,12	0,66	0,14	66	14	0,33	0,16	0,0528
[200,500[0	0	0	0	0,66	0,14	66	14	0,00	0,28	0,0000
³ 500	33	86	0,33	0,86	0,99	1,00	99	100	0,33	1,14	0,3762
para cálculo do Coeficiente de Gini											0,4356
											G = 0,5644

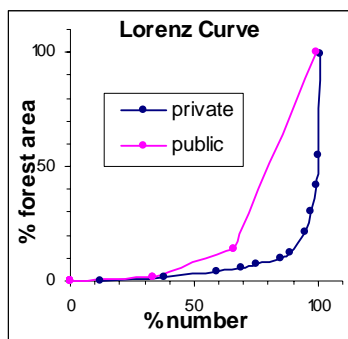


Figura 37 – Curva de Lorenz para a propriedade privada e pública

No indicador 6.03 fez-se o cálculo da receita bruta multiplicando o volume de material lenhoso pelo preço unitário a que foi vendido. No indicador 6.03 fez-se o cálculo do preço unitário da venda de pinheiro bravo dividindo o rendimento obtido com a venda do material lenhoso pelo volume total.

Tabela 65 - Volume e valor da madeira cortada na floresta pública da Lousã

Pinheiro bravo	ano 2005	ano 2006
Árvores abatidas	31.119	26.430
volume (m3)	5.900	5.530
preço total (€)	53.500	59.550
€/m3	9,07 €	10,77 €

Fonte: Direcção Regional da Agricultura Beira Litoral, 2006

Tabela 66– Volume e valor da madeira cortada na floresta privada da Lousã

Espécie		Quantidade	Unidades	€	Destino		Obs.	Receita Bruta
Pinheiro bravo	Eucalipto				Serração	Trituração		
x		113	x	35	x			3.955,00 €
	x	121	x	17,5		x		2.117,50 €
x		66	x	20		x		1.320,00 €
x		77	x	35	x			2.695,00 €
	x	179	x	17,5		x		3.132,50 €
x		90	x	20		x		1.800,00 €
x		93	x	20		x		1.860,00 €
	x	55	x	17,5		x		962,50 €
x		181	x	35	x			6.335,00 €
	x	130	x	17,5		x		2.275,00 €
x		122	x	35	x			4.270,00 €
	x	200	x	17,5		x		3.500,00 €
x		105	x	35	x			3.675,00 €
	x	100	x	17,5		x		1.750,00 €
	x	115	x	17,5		x		2.012,50 €
x		102	x	30	x			3.060,00 €
	x	155	x	17,5		x		2.712,50 €
x		70	x	20		x		1.400,00 €
	x	200	x	17,5		x		3.500,00 €
	x	160	x	17,5		x		2.800,00 €
x		95	x	35	x			3.325,00 €
x		100	x	20		x		2.000,00 €
	x	95	x	17,5		x		1.662,50 €
x		105	x	20		x		2.100,00 €
	x	110	x	17,5		x		1.925,00 €
x		135	x	35	x			4.725,00 €
x		98	x	25		x	Área ardida	2.450,00 €
	x	215	x	30		x		6.450,00 €
x		119	x	30	x		Área ardida	3.570,00 €
	x	77	x	25		x		1.925,00 €
	x	142	x	30		x		4.260,00 €
x		98	x	25	x		Área ardida	2.450,00 €
x		185	x	30	x		Área ardida	5.550,00 €
x		198	x	27,5	x			5.445,00 €
x		142	x	30	x			4.260,00 €
x		86	x	30	x			2.580,00 €
x		91	x	25		x	Área ardida	2.275,00 €
x		118	x	25		x	Área ardida	2.950,00 €
x		163	x	25	x		Área ardida	4.075,00 €
								119.110,00 €

Fonte: SICOP, Aflopinhal, 2006

No indicador 6.04 fez-se o cálculo da despesa anual pública por hectare de floresta:

Tabela 67 – Despesas Municipal na floresta no concelho da Lousã

Ano	Despesa Municipal na floresta	€/ha
2003	desconhecido	
2004	438.655,03 €	55,71
2005	274.907,00 €	34,91
2006	244.429,53 €	31,04

Fonte: Aflopinhal, 2006

No indicador 6.05 fez-se o tratamento dos dados estatísticos solicitados ao INE, relativamente ao número de empresas e sociedades do sector florestal existentes na zona-piloto, somando os valores das categorias de actividade económica disponibilizadas (01251, 02011, 02012, 20101, 20302, 20512, 21120, 21220, 29320, 36110, 36141, 51531, 52485, 52486):

Tabela 68 – Repartição de empresários em nome individual e das Sociedades, Volume de Negócios das Sociedades, segundo os códigos da CAE –Rev.2.1 no concelho da Lousã

CAE-Rev.2.1 (4 categorias)	Empresários em nome individual	Sociedades		
		Nº.	Volume de Emprego (N.º)	Volume de Negócios (€)
Total geral	39	21	259	25.808.854

Fonte: Instituto Nacional de Estatística – Portugal, 2007

No indicador 6.10 fez-se um cálculo para quantificar o acesso às áreas públicas florestais, baseando-se no tipo de povoamento e na rede viária existente, na tabela 68, fez-se uma quantificação das mais-valias associadas às áreas públicas florestais, na tabela 69 e um inquérito sobre frequência de uso, na tabela 70.

Tabela 69 – Proporção dos diferentes povoamentos existentes e da rede viária nas áreas públicas florestais

Área Pública	Área (ha)	Pov Resinosas	Pov Folhosas	Acácias/ Eucalipto	Matos/ ardido	rede viária
Cabeça Gorda	21,92	28%	0%	0%	65%	-37% 7%
COTF	17,06	71%	6%	1%	0%	76% 8%
Góis	130,59	20%	17%	0%	58%	-21% 5%
Lousã	1516,43	44%	24%	8%	12%	48% 11%
Mbracal	168,80	77%	1%	10%	4%	64% 7%
Msobral	548,40	48%	42%	5%	0%	85% 5%

Tabela 70 – Mais-valias associadas às áreas públicas florestais

Área Pública	Acesso	Povoamento	parques	igrejas	miradouro	percursos	TOTAL
Cabeça Gorda	0,07	0	0	0	0	0	0,07
COTF	0,08	1	0	0	1	0	2,08
Góis	0,05	0	0	0	1	0	1,05
Lousã	0,11	1	1	0	1	1	4,11
Mbracal	0,07	1	1	0	0	0	2,07
Msobral	0,05	1	0	0	0	0	1,05

Tabela 71 – Frequência de uso das áreas públicas na floresta da Lousã

Áreas públicas florestais e áreas lenhosas de recreio Concelho da Lousã, 2005 (ha)		Intensidade de Uso		
		frequente	ocasional	raro
Baldio de Cabeça Gorda	21,9		X	
COTF - Centro de Operações e Técnicas Florestais	17,1		X	
Perímetro de Góis	128,6		X	
Serra da Lousã	1476,1	X		
Baldio da Mata do Braçal	168,8		X	
Baldio da Mata do Sobral	548,4		X	
Casais	1352,97	X		

Fonte: Aflopinhal, 2006

II.9.2 Conclusão

O desenvolvimento de indicadores, agrupados em critérios, de gestão florestal sustentável (GFS) é uma das condições considerada essencial para avaliar a gestão florestal, quer se trate da propriedade individual, “gruppal” ou regional. Vários problemas se têm levantado, quer na selecção, quer na concretização do processo de monitorização da GFS com base nesses indicadores. Na verdade, para além da informação relevante que os indicadores de GFS podem prestar à entidade responsável pela gestão, ela é também importante na demonstração de uma “boa” gestão, respeitadora de “boas práticas”, perante o público em geral, os clientes, os decisores políticos, as organizações não-governamentais, os empregados e suas organizações, e quaisquer outras entidades ou grupos interessados nos resultados da GFS. Este atributo é particularmente importante quando se consideram indicadores de GFS ao nível regional, uma vez que está em causa a gestão de uma situação resultante da integração de várias realidades cuja coexistência e interacção condiciona os resultados da aplicação dos indicadores. A importância desta abordagem aumenta também quando se consideram processos de certificação de GFS ao nível regional. Com efeito, ao nível regional, o uso de indicadores como processo de acompanhamento da gestão florestal é tendencialmente mais importante do que o de indicadores de desempenho (com base em objectivos e metas, fixados *a priori*).

Algumas questões são apontadas ao uso de indicadores de GFS, em geral: os factores e processos de gestão subjacentes aos indicadores estão em geral “ocultos”, o que torna difícil perceber o real significado dos valores e das variações no indicador; muitos indicadores são seleccionados de acordo com a informação disponível, tanto mais quanto maior fôr a urgência da implementação; finalmente, é difícil definir os valores desejados e a evolução desejável desses indicadores, numa perspectiva de desempenho (Brang et al., 2002).

Os problemas apontados no parágrafo anterior são particularmente sensíveis quando se considera o nível regional. No caso em estudo, recorreu-se à informação disponível, sendo esta, em muitos casos extremamente limitada, tornando-se assim no maior problema encontrado. A conclusão que deriva desta constatação é a necessidade de recolha e organização ao nível regional da informação considerada relevante (neste caso, os critérios do processo pan-europeu). Esta tarefa deveria ser desenvolvida por uma entidade de cariz regional ou, em alternativa, por uma entidade responsável pelo processo regional (por exemplo, de certificação regional). Neste caso a região deverá estar claramente delimitada e sob responsabilidade de uma entidade gestora que é responsável pela elaboração de uma política florestal regional e pela definição (ou adopção) de linhas orientadoras da gestão florestal.

A qualidade da informação é também fundamental, pelo que devem ser adoptadas medidas que garantam a aquisição de informação relevante de qualidade, ao nível regional. Desta forma os custos de aquisição da informação serão partilhados ao nível regional, reduzindo-se os custos unitários de aquisição de informação.

O processo de elaboração de uma política florestal para a região, tendo em conta a realidade nacional, mas também as partes interessadas, implica um processo participativo que pode ser um importante auxílio na selecção e adopção de indicadores de importância estratégica, permitindo assim atribuir significados precisos aos resultados da monitorização dos indicadores.

A presente recolha de informação e organização dos indicadores para o critério 6 faz uma caracterização limitada da região em estudo, mas não permite concluir sobre o significado dos indicadores para a GFS, daí a necessidade de optar por medidas “estruturantes”, de organização regional, susceptíveis de agilizar os processos de avaliação regional, quer se trate de política regional, quer se trate de certificação regional da GFS.

II.10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- António, N., Tomé M., Soares P., Tomé J. Fontes L. (aceite). Equations to estimate biomass of aboveground tree components in *Eucalyptus globulus* stands in Portugal.
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., 1992. Bird Census Techniques. University Press, Cambridge.
- Brang, P., Courbaud, B., Fisher, A., Kissling-Naf, I., Pettenella, D., Schönenberg, W., Spörk, J., Grimm, V., 2002. Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach. *Forest Policy and Economics* 4: 113 -123
- Bromham, L., Cardillo, M., Bennett, A.F., Elgar, M.A., 1999. Effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. *Aust. J. Ecol.* 24: 199-207.
- Carvalho, J.P.F., 2000. Crescimento, produção e ecologia de povoamentos de *Quercus pyrenaica* Willd. em Portugal continental. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.
- Churchill, T.B., 1997. Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. *Mem. Natl. Mus. Vict.* 56: 331-337.
- Clarke, R.D., Grant, P.R., 1968. An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. *Ecology* 49: 152-154.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. (eds) (1993). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VII. Flycatchers to Shrikes.* Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. (ed.), 1992 *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VI. Warblers.* Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S., Perrins, C.M. (eds), 1993. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume VII. Flycatchers to Shrikes.* Oxford University Press, Oxford.
- De Clercq EM, Vandemoortele F, De Wulf RR., 2006. A method for the selection of relevant pattern indices for monitoring of spatial forest cover pattern at a regional scale. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 8:113–125.
- Dias, S., Moreira, F., Rego, F., 2001. Comunidade de aves nidificantes nas florestas portuguesas. Livro de Resumos do III Congresso de Ornitologia. Castelo Branco, Portugal, Nov. 2001.
- Faixas, S., Tomé, M., Beito S, Pascoa F, Salas R., 2005. Protocolo de medição de parcelas do dispositivo de inventário para as zonas piloto de Portugal. Publicações do GIMREF – RT6/2005, Centro de Estudos Florestais, ISA, Lisboa
- FAO, 2004. Global forest resources assessment update 2005 – Specification of national reporting tables for FRA 2005. FAO Forest resources assessment programme, working paper 81.
- Freire, J., Tome, M., Tavares, M., 2003. Equação de volume local para a *Pinus pinaster* Aiton na Serra da Lousã. *Silva Lusitana* 11 (2):207-215, Lisboa.

Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. (1993). Can birds be used to monitor the environment? In: *Birds as Monitors of Environmental Change* (eds R.W. Furness & J.J.D. Greenwood), 1-41. Chapman & Hall, London.

Gandullo, JM.; S. Gonzalez Alonso y O. Sanchez Palomares (1994) – “*Estaciones Ecológicas de los pinares españoles*”. ICONA Madrid. 188p.

Gois, Ernesto. (1977) - “*Os eucaliptos - ecologia, cultura, produção e rentabilidade*”, Portugal.

Greenwood, J.J.D (1999) Why conduct bird census and atlas work in Europe? *Vogwelt*, 120 Suppl. 11-23.

Griffith JA, Martinko EA, Price KP., 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and urban planning* 52:45-61.

Honnay O, Piessens K, Van Landuyt W, Hermya M, Gulinck H., 2003. Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning* 63:241–250.

Humphrey J.W., Davey S., Peace A.J., Ferris R. and K. Harding., 2002 Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation* 107:165–180

INAG – Instituto da Água. www.inag.pt.

INVENTÁRIO FLORESTAL NACIONAL – 3ª REVISÃO (1995-1998), Relatório Final, DGF, Lisbon, 2001.

IPCC, 2000, Land Use Land Use Change and Forestry. Special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Jeanneret P, Schüpbach B, Luka H., 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98:311–320.

Krebs J Ch., 1989. *Ecological methods*. HarperCollins Publishers, USA, 654 p.

Langanke T, Rossner G, Vrscaj B, Lang S, Mitchley J., 2005. Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. *Journal for Nature Conservation* 13:101-114.

Lausch A, Herzog F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2:3-15.

McAlpine CA, Eyre TJ., 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecology* 17:711-728.

McGill K, Cushman SA, Neel MC, Ene E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis for Categorical Maps. Version 3: University of Massachusetts.

MCPFE, 2002. Improved pan-European indicators for sustainable forest management. Liaison Unit Vienna.

Moreno, C. E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Centro de Investigaciones Biológicas. Pachuca, Hidalgo, México, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo: 84.

- Paiva J., 2002. A relevância do património natural. Quercus. Leiria
- Patrício M.S.F., 2004. Análise da Potencialidade Produtiva do Castanheiro em Portugal. Tese de Doutoramento, ISA, Lisboa.
- Paulo, J., Tomé, M., 2006. Equações para estimação do volume e biomassa de duas espécies de carvalhos: *Quercus suber* L. e *Quercus ilex* L.,. Publicações do GIMREF - RC1/2006, Departamento de Engenharia Florestal, ISA, Lisboa
- Pearce, J.L., Venier, L.A., 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. Ecological indicators 6: 780-793.
- Pimenta, Maria Teresa (s.d.) - Directrizes para a aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG. Factor de Cultura C e Factor de Erodibilidade do Solo K; INAG / DSRH.
- Pitkänen, S., 1998. "The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed boreal forests." Forest Ecology and Management 112: 121-137.
- PNAC, 2003. PROGRAMA NACIONAL PARA AS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS – Medidas adicionais visando o protocolo de Quioto. Instituto do ambiente. Lisboa, Portugal.
- PROF, 2005. Plano Regional de Ordenamento florestal do Pinhal Interior Norte, versão para discussão pública.
- Riitters HK, O'Neill RV, Jones KB., 1997. Assessing habitat suitability at multiple scales: a landscape-level approach. Biological Conservation 81:191-202.
- Samu, F. Sunderland, K.D., Szinetár, C. (1999). Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: A review. *J. Arachnol.* 27: 325-337.
- Simmering D, Waldhardt R, Otte A., 2006. Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. Landscape Ecology 21:1233–1251.
- Tjaden, Robert L; Weber, Genda M. (s/ data) – Riparian *Buffer* Management: Riparian Forest *Buffer* Design, Establishment and Maintenance. Maryland Cooperative Extension. University of Maryland. Fact Sheet 725, P97/V98.
- Tomé M., Tomé J., Ribeiro F., Faias S. (em publicação) Equações de volume total, volume percentual e de perfil do tronco para *Eucalyptus globulus* Labill. em Portugal. Silva Lusitana
- Tomé, M., Soares, P., Barreiro, S., Cortiçada, A., Paulo, J. A., 2006. Metodologia para a estimação de stocks e emissões/remoções de carbono na floresta portuguesa entre 1990 e 2005. Relatório científico do GIMREF, n.º RC4/2006. Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Van Wagner C.E., (1982). Practical aspects of the line intersect method. Petawawa National Forestry Institute - Canadian Forestry Service. Ontario, Canada.
- Watt, A., Fuller, R., Chamberlain, D., van Swaay, C., Scheidegger, C., Stofer, S., Fernandez-Gonzalez, F., Niemela, J., Lavelle, P., Dubs, F., Sousa, J.P., Koch, B., Ivits, E., Sanz, P.G., Bolger, T., Korsos, Z. & Vanbergen, A. (2003). Biodiversity Assessment – Final Report of the Bioassess project. December 2003.